

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
im. Stanisława Leszczyckiego

Ewa Roo-Zielińska

**FITOINDYKACJA JAKO NARZĘDZIE OCENY
ŚRODOWISKA FIZYCZNOGEOGRAFICZNEGO
PODSTAWY TEORETYCZNE
I ANALIZA PORÓWNAWCZA STOSOWANYCH METOD**



Warszawa 2004

PRACE GEOGRAFICZNE IGiPZ PAN

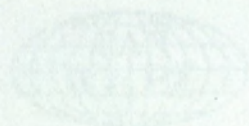
179. Roo-Zielińska E., Solon J. (red.), *Między geografią i biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, 2001, s. 330, 88 il., 31 tab., 20 fot.
180. Krawczyk B., Węclawowicz G. (red.), *Badania środowiska fizycznogeograficznego aglomeracji warszawskiej*, 2001, s. 147, 42 il., 20 tab.
181. Kupiszewski M., *Modelowanie dynamiki przemian ludności w warunkach wzrostu znaczenia migracji międzynarodowej*, 2002, s. 174, 9 il., 18 tab.
182. Degórski M., *Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielicoziemnych środkowej i północnej Europy a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych*, 2002, s. 189, 44 il., 31 tab.
183. Lankauf K.R., *Recesja lodowców rejonu Kaffiøry (Ziemia Oskara II – Spitsbergen)*, 2002, s. 222, 54 il., 33 fot., 37 tab., 17 zał.
184. Węclawowicz G. (red.), *Warszawa jako przedmiot badań w geografii społeczno-ekonomicznej*, 2002, s. 278, 31 il., 33 tab.
185. Solon J., *Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie kompleksowej analizy struktury przestrzennej roślinności*, 2002, s. 230, 80 il., 26 tab.
186. Soja R., *Hydrologiczne aspekty antropopresji w polskich Karpatach*, 2002, s. 130, 24 il., 12 tab.
187. Kulikowski R., *Syntetyczne metody badań produktywności i towarowości rolnictwa*, 2003, s. 152, 42 il.
188. Błazejczyk K., Krawczyk B., Kuchcik M. (red.), *Postępy w badaniach klimatycznych i bioklimatycznych*, 2003, s. 316, 93 il., 37 tab.
189. Kotarba A. (red.), *Holocene and late vistulian paleogeography and paleohydrology*, 2003, s. 298, 94 il., 3 tab., 9 fot.
190. Komorniki T., *Przestrzenne zróżnicowanie międzynarodowych powiązań społeczno-gospodarczych w Polsce*, 2003, s. 256, 90 il., 11 tab., 3 zał.
191. Starkel L., Singh S. (red.), *Rainfall, runoff and soil erosion in the globally extreme humid area, Cherrapunji Region, India*, 2004, s. 116, 30 il., 16 tab., 12 fot.
192. Błazejczyk K., *Bioklimatyczne uwarunkowania rekreacji i turystyki w Polsce*, 2004, s. 292, 106 il., 53 tab., 2 zał.
193. Gębica P., *Przebieg akumulacji rzecznej w górnym vistulianie w Kotlinie Sandomierskiej*, 2004, s. 230, 39 il., 4 tab., 8 fot.
194. Lamparski P., *Formy i osady czwartorzędowe w świetle badań georadarowych*, 2004, s. 116, 62 il., 10 tab.
195. Więckowski M., *Przyrodnicze uwarunkowania kształtowania się polsko-słowackich więzi transgranicznych*, 2004, s. 232, 42 il., 39 tab.
196. Śleszyński P., *Kształtowanie się zachodniej części centrum Warszawy*, 2004, s. 332 + 1 zał., 72 il., 63 tab.
197. Kotarba A. (red.), *Rola małej epoki lodowej w przekształcaniu środowiska przyrodniczego Tatr*, 2004, s. 116, 33 il., 3 tab., 9 fot.
198. Korcelli-Olejniczak E., *Funkcje metropolitalne Berlina i Warszawy w latach 1990–2002. Współzależność pozejsi w systemie miast Europy Środkowej*, 2004, 226 s., 11 il., 28 tab.

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO

PRACE GEOGRAFICZNE NR 199

PHYTOINDICATION AS A TOOL IN THE EVALUATION
OF GEOGRAPHICAL ENVIRONMENT
THEORETICAL BASE AND COMPARATIVE ANALYSIS
OF THE METHODS APPLIED

FIZIOLOGICZNA JAKO NARZĘDZIE OCENY
ŚRODOWISKA FIZYCZNOGEOGRAFICZNEGO
PODSTAWY TEORETYCZNE
WYKŁADY I PRACOWNICZA STOSOWANYCH METOD



GEOGRAPHICAL STUDIES

No. 199

**PHYTOINDICATION AS A TOOL IN THE EVALUATION
OF GEOGRAPHICAL ENVIRONMENT.
THEORETICAL BASE AND COMPARATIVE ANALYSIS
OF THE METHODS APPLIED**

**POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO**

PRACE GEOGRAFICZNE NR 199

Ewa Roo-Zielińska

**FITOINDYKACJA JAKO NARZĘDZIE OCENY
ŚRODOWISKA FIZYCZNOGEOGRAFICZNEGO
PODSTAWY TEORETYCZNE
I ANALIZA PORÓWNAWCZA STOSOWANYCH METOD**



WARSZAWA 2004

<http://rcin.org.pl>

KOMITET REDAKCYJNY

REDAKTOR: Grzegorz Węclawowicz

CZŁONKOWIE: Jerzy Grzeszczak, Barbara Krawczyk,
Jan Matuszkiewicz, Jerzy Parysek

RADA REDAKCYJNA

Bolesław Domański, Adam Kotarba, Jan Łoboda,
Andrzej Richling, Jan S. Kowalski, Andrzej Lisowski,
Eamonn Judge, Lydia Coudroy

RECENZENTOMU:

Andrzej Samuel Kostrowicki, Jerzy Solon

ADRES REDAKCJI:

Dział Wydawnictw IGiPZ PAN
ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa
e-mail: e.janko@twarda.pan.pl

Opracowanie redakcyjne i techniczne: Ewa Jankowska
Zdjęcie na okładce: Anna Kozłowska

© Copyright by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN
im. Stanisława Leszczyckiego, Warszawa 2004

PL ISSN 0373-6547
ISBN 83-87954-53-5

Łamanie wykonano w Dziale Wydawnictw IGiPZ PAN, ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa
Wydrukowano w Drukarni KLIMIUK, ul. Foksal 11, 00-372 Warszawa, e-mail: drukarnia@klimiuk.com.pl

<http://rcin.org.pl>



*Moim Nauczycielom
Profesorowi Andrzejowi Samuelowi Kostrowickiemu
oraz
Profesorowi Władysławowi Matuszkiewiczowi
pracę tę dedykuje*

KOMITET REDAKCYJNY

REDAKTOR: Grzegorz Wodzisławski

CZŁONKOWIE: Jerzy Górecki, Barbara Krawczyk,
Jan Matuszewska, Jerzy Parys

RADA REDAKCYJNA

Bolesław Domański, Adam Kotucha, Jan Łaboda,
Andrzej Barański, Jan V. Krowczyński, Andrzej Ławicki,
Jerzy Łoboda, Lydia Ciesłowa



Spis treści

Od autorki	7
1. Wstęp: cel i zakres pracy	9
2. Historia rozwoju fitoindykacji	13
3. Teoretyczne podstawy fitoindykacji geobotanicznej i definicje pojęć podstawowych	31
4. Przegląd skal i metod stosowanych w fitoindykacji geobotanicznej	47
4.1. Klasyfikacje gatunków roślin na podstawie ich cech diagnostycznych – skale jakościowe	49
4.1.1. Klasyfikacje gatunków roślin na podstawie przystosowawczych cech morfoanatomicznych i fizjologicznych	49
4.1.2. Klasyfikacje gatunków na podstawie kryteriów zachowań wobec antropogenicznych i naturalnych oddziaływań środowiskowych	54
4.1.3. Klasyfikacje gatunków roślin według kryteriów historycznych, socjoekologicznych i fitogeograficznych	57
4.2. Klasyfikacje gatunków roślin na podstawie ich amplitudy ekologicznej – skale rangowe (pseudoilościowe)	60
4.2.1. skale klimatyczne	60
4.2.2. skale glebowe	66
4.3. Przegląd metod indykacji środowiska na podstawie charakterystyki florystyczno-ekologicznej płatu roślinnego	77
4.3.1. Indykacja stanu i przemian roślinności	77
4.3.2. Indykacja stanu i przemian warunków środowiska abiotycznego	83
5. Tereny badań i materiały źródłowe	85
6. Analiza porównawcza wybranych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych	91
6.1. Założenia teoretyczne	91
6.2. Metody analizy	93
6.3. Wyniki	101
6.3.1. Analiza porównawcza systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych na podstawie zbioru charakterystycznych gatunków łąk z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	101
6.3.2. Analiza porównawcza systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych na podstawie jednostek fitosocjologicznych (syntaksonów) łąk z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	123
6.4. Podsumowanie wyników analizy porównawczej trzech systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych	136
7. System jednostek syntaksonomicznych a cechy diagnostyczne gatunków charakterystycznych	143
8. Wartość wskaźnikowa zbiorowisk roślinnych	151
8.1. Wprowadzenie	151
8.2. Materiały źródłowe	152

8.3. Zbiorowiska łąkowe z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> jako wskaźniki warunków środowiska fizycznogeograficznego	154
8.3.1. Charakterystyka ekologiczna zbiorowisk łąkowych na podstawie fitoindukacji	154
8.3.2. Charakterystyka ekologiczna zbiorowisk łąkowych w powiązaniu z bezpośrednimi pomiarami właściwości gleb	160
8.4. Zbiorowiska roślinne jako „dobre” i „złe” indykatory	164
9. Fitoindykacja geobotaniczna jako narzędzie oceny zmienności przestrzennej warunków środowiska geograficznego – przykłady zastosowań na wybranych obszarach modelowych	169
9.1. Wprowadzenie	169
9.2. Zastosowanie fitoindukacji geobotanicznej w różnych skalach przestrzennych	171
9.3. Podsumowanie	208
10. Zastosowanie fitoindukacji geobotanicznej w praktyce	211
10.1. Leśnictwo	211
10.2. Rolnictwo	214
10.3. Monitoring	216
10.4. Planowanie przestrzenne	218
10.5. Rekreacja i turystyka	221
10.6. Prognozy zmian klimatu, a przewidywane globalne ocieplenie	223
11. Podsumowanie	227
11.1. Zakres stosowalności metod fitoindukacyjnych	228
11.2. Kierunki dalszych badań	233
Literatura	234
Phytoindication as a tool in the evaluation of geographical environment. Theoretical bases and comparative analysis of the methods applied (Summary)	252

OD AUTORKI

Prezentowane opracowanie jest, przede wszystkim, wynikiem wieloletnich badań terenowych prowadzonych w ówczesnym Zakładzie Zagospodarowania Środowiska IG i PZ PAN, którym kierował prof. dr hab. Andrzej S. Kostrowicki, następnie w Zakładzie Geoekologii kierowanym przez prof. dr hab. Alicję Breymeyer, a obecnie Geoekologii i Klimatologii, kierowanym przez doc. dr hab. Marka Degórskiego. Wspólne prace terenowe z kolegami z Zakładu dostarczyły bogatego materiału źródłowego (kilku tysięcy zdjęć fitosocjologicznych), oraz umożliwiły liczne dyskusje naukowe, które często prowadzone w plenerze dały podstawę do wielu przemyśleń. Profesorom Andrzejowi S. Kostrowickiemu i Alicji Breymeyer oraz koleżankom i kolegom, za te wspólne lata serdecznie dziękuję.

Winna jestem wdzięczność profesor Alicji Breymeyer i docentowi Markowi Degórskiemu za zwolnienie mnie w ostatnich trzech latach z licznych dodatkowych obowiązków, pozwalając tym samym skoncentrować się na pisaniu pracy.

W tym miejscu specjalne słowa podziękowań kieruję do Dyrektora Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN prof. dr hab. Piotra Korcellego oraz do Wysokiej Rady Naukowej z jej Przewodniczącym prof. dr hab. Janem Szupryczyńskim za przyznanie mi stypendium naukowego. Stworzyło to atmosferę komfortową dla ukończenia rozprawy. Dziękuję również prof. dr hab. Ewie Symonides, za zachęcanie mnie do podjęcia się tego zadania.

Za poświęcenie cennego czasu i udzielenie mi konsultacji wdzięczna jestem prof. dr hab. Kazimierzowi Zarzyckiemu, prof. dr hab. Romualdowi Olaczkowi oraz doc. dr hab. Zdzisławie Wójcik.

Szczególnie serdecznie dziękuję recenzentom wydawniczym. Profesorowi Andrzejowi S. Kostrowickiemu za niezwykle cenne szczegółowe wskazówki i wiele uwag natury ogólnej, które pozwoliły uniknąć wielu nieścisłości i powtórzeń w tekście. Doc. dr hab. Jerzemu Solonowi, za czas poświęcony na liczne dyskusje, a w końcu za wnikliwe i krytyczne uwagi oraz sugestie. Obie recenzje przyczyniły się do poprawy ostatecznego kształtu pracy.

Jestem bardzo wdzięczna moim koleżankom i kolegom z Zakładu Geo-ekologii i Klimatologii za ich cierpliwość i pomoc w rozwiązywaniu moich licznych „fitoindykacyjnych” problemów i wątpliwości na każdym etapie powstawania rozprawy: doc. dr hab. Janowi M. Matuszkiewiczowi, dr Annie Kozłowskiej (również za przetłumaczenie wielu niemieckich tekstów), doc. dr hab. Joannie Plit, dr Bożennie Grabińskiej, a także mgr Jackowi Wolskiemu za pomoc w „komputerowych zmaganiach”.

Osobne i niezwykle serdeczne podziękowania należą się moim koleżankom Jolancie Więckowskiej i Zofii Nowickiej, których profesjonalizm przy opracowywaniu wielu rycin był nieoceniony, a gotowość pomocy nadzwyczajna.

Za spokojną i bardzo przyjemną współpracę przy redakcyjnym przygotowaniu tekstu do druku dziękuję mgr Ewie Jankowskiej.

Na końcu najcieplejsze podziękowania winna jestem Moim Najbliższym – to także dzięki ich inspiracji, zachętom, a także wielkiej wyrozumiałości powstała ta praca.

Ewa Roo-Zielińska

*„Każda roślina, czy też zespół roślinny
przedstawia sobą doskonale odbicie tych
warunków, w których żyje”*

Frederic Edward Clements (1920)

1. WSTĘP: CEL I ZAKRES PRACY

Sformułowanie podstawowego przesłania fitoindykacji geobotanicznej – diagnozowania środowiska fizycznogeograficznego na podstawie gatunków roślin naczyniowych i zbiorowisk roślinnych, było poprzedzone wieloma badaniami szczegółowymi, prowadzonymi w ostatnim stuleciu przez fizjologów, biochemików, ekologów oraz fitosocjologów. Zasadnicze znaczenie w rozwoju fitoindykacji geobotanicznej miały takie nauki jak: ekologia, fitosocjologia, geografia roślin, gleboznawstwo i klimatologia. Pozwoliły one na ujęcie rozproszonych danych szczegółowych w jeden logiczny system fitoindykacji geobotanicznej.

Literatura dotycząca wartości wskaźnikowej szaty roślinnej (flory i zbiorowisk roślinnych) oraz możliwości jej wykorzystania dla różnych, przede wszystkim praktycznych, ale także poznawczych celów, jest stosunkowo bogata, chociaż rozproszona w wielu pracach źródłowych.

W literaturze polskiej tematyka ta jest często omawiana przy okazji szerszych opracowań, na przykład z zakresu ekologii roślin (Faliński 1991; Falińska 1997), fitosocjologii (Matuszkiewicz W. 2001; Wysocki, Sikorski 2002), geografii roślin (Kornaś, Medwecka-Kornaś 2002), a także ekologii krajobrazu (Richling, Solon 2002). Podstawy teoretyczne fitoindykacji geobotanicznej stworzyli w Polsce A.S. Kostrowicki oraz Z. Wójcik (Kostrowicki 1971, 1981; Kostrowicki, Wójcik 1972; Wójcik 1977, 1983).

W ostatnich latach, po okresie pewnego braku zainteresowania tą problematyką, nastąpił zwrot ku metodom fitoindykacyjnym wyrażający się opracowywaniem nowych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych lub poprawianiem skal już istniejących (Ellenberg 1974; Ellenberg i in. 1991; Zarzycki 1984; Zarzycki i in. 2002).

Pojawiły się opracowania, w większości za granicą, omawiające zakres stosowalności metod fitoindykacyjnych na przykładzie konkretnych obszarów, lub typów zbiorowisk (Diekmann 2003; Schaffers, Sykora 2000).

W Polsce wartość wskaźnikowa gatunków i zbiorowisk roślinnych jest przedmiotem wielu prac, a wśród nich: K. Zarzyckiego i in. (2002), Z. Dzwonko (2001a, b), E. Roo-Zielińskiej (1996, 2002, 2003a, b) oraz J. Solona (2003b, c).

W klasycznych podręcznikach ekologii roślin (Motyka 1962; Falińska 1997), czy fitosocjologii (Scamoni 1967), a także w kluczach służących do oznaczania gatunków roślinnych (Rutkowski 1998; Szafer i in. 1969; Rothmaler 1987a, b), a przede wszystkim w „*Przewodniku do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*” (Matuszkiewicz W. 2001), czy też w opracowaniu „*Zespoły leśne Polski*” (Matuszkiewicz J.M. 2001) znajdują się szczegółowe opisy warunków występowania gatunków roślinnych i tworzonych przez nie zbiorowisk. Na ich podstawie, dość trudno jest porównywać w sposób mierzalny, ilościowy, cechy klimatu oraz siedlisk płatów roślinnych reprezentujących określone fitocenozy.

W prezentowanej rozprawie narzędziem oceny wybranych cech środowiska są populacje gatunków roślin naczyniowych warstwy runa (nie uwzględniono mszaków i porostów) oraz zbiorowiska roślinne należące do jednostek fitosocjologicznych różnej rangi (klas, rzędów, związków, zespołów). Wraz z ich cechami diagnostycznymi wyrażonymi na podstawie symboli (skale jakościowe) lub liczb ekologicznych (skale rangowe – pseudoilościowe) stanowią one podstawowy przedmiot badań w ocenie relacji „roślinność – środowisko fizycznogeograficzne”. Nie uwzględniono niższego, osobniczego poziomu organizacji szaty roślinnej. Ekologiczną diagnozę, interpretację i ocenę środowiska w skali krajobrazowej, tj. na poziomie ponadfitocenotycznych układów ekologiczno-przestrzennych, pozostawiono specjalistom, dla których krajobrazy roślinne stanowią podstawowy przedmiot badań (Richling, Solon 2002; Matuszkiewicz J.M. 1993).

Brak w piśmiennictwie szerszego, syntetycznego spojrzenia na problematykę fitoindykacji geobotanicznej, uwzględniającej rolę roślinności jako komponentu środowiska geograficznego, na podstawie którego można diagnozować inne jego składniki, zainspirowało autorkę rozprawy do wypełnienia tej luki.

Celem pracy jest zatem: 1) przedstawienie zagadnień dotyczących fitoindykacji geobotanicznej na szerszym tle obejmującym historię tej koncepcji, podstawy teoretyczne i metodyczne oraz umiejscowienie w obrębie badań dotyczących (bio)indykacji, 2) analiza porównawcza przyjętych w Europie skal ekologicznych liczb wskaźnikowych: H. Ellenberga (Ellenberg i in. 1991), E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego (Zarzycki i in. 2002), 3) określenie wartości układów roślinnych jako wskaźników wybranych

właściwości gleb i cech klimatu, 4) powiązanie jednostek wyróżnionych według kryteriów florystyczno-fitosocjologicznych z charakterystykami ekologicznymi, wyrażonymi udziałem gatunków o określonych wartościach liczb (symboli) wskaźnikowych, 5) prezentacja zastosowań fitoindykacji geobotanicznej w zmienności przestrzennej ekologicznych wymagań roślinności oraz na tej podstawie interpretacja zróżnicowania przestrzennego wybranych cech siedliska i klimatu na wybranych obszarach modelowych, 6) wskazanie przydatności metod fitoindykacji w praktyce oraz omówienie ich zalet i ograniczeń.

Postawione cele określiły układ rozprawy, której główna, wynikowa część jest zawarta w rozdziałach 6–9. W rozdziale 6 przeprowadzono analizę europejskich skal fitoindykacyjnych powstałych w różnych regionach geograficznych Europy Środkowej: a) E. Landolta (1977) – w Szwajcarii, b) H. Ellenberga i in. (1991) – w Niemczech i c) K. Zarzyckiego i in. (2002) – w Polsce. Porównanie to było możliwe, ponieważ skale te cechuje zbliżona koncepcja dotycząca oceny wymagań flory roślin naczyniowych względem tych samych czynników środowiska przyrodniczego. Zróżnicowane położenie geograficzne i cechy klimatu krajów, z których wywodzą się poszczególne skale fitoindykacyjne znalazło wyraz w odmiennym niejednokrotnie szacowaniu przez wymienionych autorów tych samych gatunków flory łąkowej, jako wskaźników autekologicznych i (pośrednio) jednostek fitosocjologicznych, jako wskaźników synekologicznych warunków środowiska fizycznogeograficznego należących do systemu florystyczno-fitosocjologicznego łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*.

W dalszych rozdziałach (rozdz. 7–9) do oceny warunków środowiska przyrodniczego przyjęto system liczb wskaźnikowych H. Ellenberga (Ellenberg in. 1991).

Na zakończenie opracowania (rozdz. 11) przeprowadzono krytyczną ocenę ujęć fitoindykacyjnych – wskazano ich zalety i wady, zakres stosowalności w świetle wyników badań własnych i literatury przedmiotu oraz zaproponowano kierunki dalszych badań.

*„Jeśli uźrżysz na bielej porzni rychle
kwitnące braciszki nie siej tam psze-
nicy libo konopii bo rychle zmar-
nieją....”*

(źródło: ks. Xawery. Ładowski S.P.
Historia Naturalna Królestwa Polskiego,
Wyd. Kraków 1775)

2. HISTORIA ROZWOJU FITOINDYKACJI

Historyczny rozwój myśli i koncepcji fitoindykacji można podzielić na następujące etapy: 1) „przednaukowy”, w którym dokonywano obserwacji współzależności między wyglądem (fizjonomią) roślin a ich warunkami środowiskowymi, 2) rozwoju kategorii „formy życiowej”, którą traktować można jako syntetyczny wskaźnik różnych warunków środowiskowych, 3) rozwoju metody „szeregów ekologicznych” i pierwszych rzeczywistych pomiarów właściwości gleb, 4) rozwoju koncepcji „ekologicznych grup gatunków”, 5) tworzenia i opracowywania systemów klasyfikacji roślinności, 6) rozwoju koncepcji „liczb wskaźnikowych” i skal ekologicznych, 7) standaryzacji i opracowywania komputerowych baz danych.

1) OBSERWACJE WSPÓLZALEŻNOŚCI MIĘDZY WYGLĄDEM (FIZJONOMIĄ) ROŚLIN A ICH WARUNKAMI ŚRODOWISKOWYMI (ETAP „PRZEDNAUKOWY”)

Już w III i IV wieku p.n.e. prowadzono obserwacje współzależności między roślinami i ich środowiskiem. Dotyczyły one przede wszystkim wyglądu zewnętrznego (fizjonomii) roślin, ponieważ okazało się, że w podobnych warunkach środowiskowych rośliny mają podobny pokrój i fizjonomię. Badano wtedy zależności między rozmieszczeniem, sposobem wzrostu roślin, a czynnikami, zmieniającymi się w zależności od wzniesienia nad poziom morza, nachylenia i wystawy zboczy gór, ukształtowania powierzchni ziemi, petrograficznej budowy podłoża, przepuszczalności, składu gleby itp. Wpływ nachylenia, wystawy, rzeźby powierzchni ziemi i innych czynników fizjograficznych na stosunki cieplne i wilgotnościowe, a zatem na wygląd roślin stanowi podstawę najstarszej stosowanej w ekologii tzw. metody fizjograficznej, którą posługiwał się już Teofrast (IV–III w p.n.e.), uważany być może za twórcę fitoindykacji. Wyróżniał on następujące typy roślin: 1) morskie, 2) morskie przybrzeżne, 3) głębokich wód

słodkich, 4) płytkich brzegów jezior, 5) wilgotnych brzegów strumieni, 6) siedlisk bagiennych. Pisał również o drzewach rosnących na słonecznych stokach gór, rosnących tylko na północnych zboczach i na zimnych szczytach gór (Greene 1909). Także Albertus Magnus niemiecki teolog i filozof (XIII w) opierając się na pracach Teofrasta przeprowadził różne badania porównawcze nad roślinami, podając ich klasyfikacje od grzybów do roślin kwiatowych wykorzystując już wtedy kryteria ekologiczne.

W XVIII i XIX wieku pojawiły się ekologiczne klasyfikacje roślin, których podstawą był ich wygląd. W Polsce pod koniec XVIII wieku Krzysztof Kluk wydał *Dykcyonarz roślinny* (1786–1788), w którym scharakteryzował siedliska dla potrzeb rolnictwa na podstawie wyglądu roślin.

Autorem koncepcji występowania podobnych postaci roślin i podobnych ich formacji w podobnych warunkach zewnętrznych był Alexander Humboldt (1805), który pisał, że „... *fizyognomia przyrody zależna jest przede wszystkim od 16 głównych typów roślin*”.

Zależności między wyglądem roślin, a warunkami środowiska badali także: G. Wahlenberg (1813), A. de Candolle (1855), A. Grisebach (1872), A. Engler (1879), a szczególnie O. Drude (1890, 1913). Stwierdzili oni, że na podstawie wyglądu roślin można określić ich wymagania życiowe, czyli konstytucję ekologiczną, jak również warunki życia, czyli ich środowisko ekologiczne. Na podstawie danych ogólnoklimatycznych i wyglądu roślin wyróżniono następujące formacje roślinne: lasy wiecznie zielone, okresowo zielone, sawanny, stepy, pustynie i inne zbiorowiska roślinne.

Mimo pozornie małej szczegółowości, badania tego rodzaju miały doniosłe znaczenie dla ekologii roślin. Pozwoliły one na opracowanie pierwszych ekologicznych systemów roślin:

– A. de Candolle (1855) podzielił rośliny na: *higromegatermy*, (klimatu ciepłego i wilgotnego), *kserotermy* (klimatu ciepłego i suchego), *mezotermy* (klimatu umiarkowanego), *mikrotermy* (klimatu chłodnego), *hekistermy* (klimatu zimnego),

– J. Warming (1895) dzielił rośliny w zależności od: stopnia wilgotności podłoża na *ksero-*, *mezo-* i *higrofilne*, stopnia zakwaszenia gleb na *acido-* i *kalcyfilne*, natężenia światła na *helio-* i *skiafilne*.

Podobne kryteria ekologiczne (klimatyczne i edaficzne) oraz fizjonomiczne zastosowali w swoich klasyfikacjach formacji roślinnych A.F.M. Schimper (1898), a następnie O. Drude (1913):

A.F.M. Schimper wyróżnił: formacje uwarunkowane klimatycznie (drzewiaste, trawiaste, pustynne); formacje uwarunkowane edaficznie na podstawie dostępu do wody gruntowej (lasz galeriowe, bagna), oraz uwa-

runkowane edaficznie formacje otwarte m.in. naskalne, czy siedlisk piaszkowych, O. Drude (1913) natomiast podzielił rośliny na: zamknięte formacje lądowe (las, formacje krzewiaste, formacje trawiaste, murawy, mszary i formacje porostowe), otwarte formacje lądowe (suche stopy i pustynie oraz zbiorowiska naskalne i piargowe), formacje wodne (halofitów, litoralu, formacje słodkowodne jezior, rzek i potoków).

Wraz z rozwojem wiedzy na temat budowy roślin z jednej strony, a z drugiej z coraz dokładniejszym rozpoznaniem warunków, w których one bytują, pojawiły się już na początku XX wieku rozbudowane i szczegółowe – bazujące na klasyfikacjach już istniejących – systemy ekologiczne typów roślin i formacji (Diels 1918; Rubel 1930 a, b; Ilinskij 1937).

W XIX wieku rozpoczęto analityczne, szczegółowe badania dotyczące powiązań roślina–klimat, na podstawie analizy ich rozmieszczenia geograficznego. Dla przykładu, duński fitogeograf F. Schouw (1822) wykreślił na mapie Europy zasięg buka oraz porównał z danymi klimatycznymi – na tej podstawie określił, że buk jest rośliną klimatu oceanicznego. Późniejsi badacze tłumaczyli zasięgi różnych gatunków roślin na podstawie linii klimatycznych, np. łączących miejsca o jednakowej liczbie dni w roku z określonymi temperaturami maksymalnymi lub minimalnymi. Na tej podstawie F. Enquist (1924) próbował wyjaśnić zasięgi kilku drzew (*Ilex aquifolium*, *Fagus sylvatica*, *Pinus montana*). G. Samuelsson (1915) obliczył średnią temperaturę najcieplejszego miesiąca oraz liczbę dni bez przymrozków i na podstawie tych danych określił stosunki cieplne umożliwiające wzrost leszczyny. M. Vahl (1911) biorąc za podstawę średnią temperaturę najzimniejszego i najcieplejszego miesiąca roku, określił stosunki cieplne, a na podstawie otrzymanych danych wykreślił północną granicę uprawy pszenicy w Europie i na Syberii.

2) KONCEPCJA „FORMY ŻYCIOWEJ”

Wymienione ekologiczne klasyfikacje roślin pokazały, że o wyglądzie i budowie rośliny decydują warunki, w których ona żyje. W koncepcji A. Humboldta (1805), chodziło o pokrój całego organizmu, natomiast podstawą koncepcji formy życiowej rośliny są jej cechy przystosowawcze. Choć zależności opisane przez A. Humboldta (1805) i jego następców zasadniczo odbiegają od koncepcji „formy życiowej” to dały one podstawę do dalszych szczegółowych badań nad różnymi adaptacjami roślin, a w zasadzie nad kompleksem cech, dzięki którym rośliny są „przyjęte do środowiska”.

Warto zaznaczyć, że badania prowadzone w XVIII i na początku XIX wieku pozwoliły sformułować w latach następnych definicję formy życiowej, którą sformułował na początku XX wieku C. Raunkiaera (1905). Formy życiowe są to morfologiczne typy roślin będące wyrazem ich przystosowania do środowiska. C. Raunkiaer (1905, 1934) wyszedł z założenia, że o egzystencji roślin w jakimś klimacie decyduje przede wszystkim krytyczna pora roku – zima w wyższych szerokościach geograficznych, a pora suchy w strefie gorącej. Dlatego według C. Raunkiaera (1934), wyróżniając formy życiowe należy brać pod uwagę postać, w jakiej roślina przeżywa okres niekorzystny. Podstawowym kryterium klasyfikacji C. Raunkiaera (1934) jest umiejscowienie pączków odnawiających względem powierzchni gleby (nadziemne lub podziemne). Najlepszą i do dziś uznawaną jest ta właśnie klasyfikacja uzupełniana i modyfikowana przez różnych autorów (m.in. Braun-Blanquet 1951; Oberdorfer 1983, 1990; Mueller-Dombois i Ellenberg 1974; Ellenberg i in. 1991) i jest współcześnie przedmiotem dociekań naukowych wielu botaników i geografów roślin.

Dla każdego regionu klimatycznego naturalna roślinność jest wyrażona przez jej fizjonomię, czyli dominującą formę życiową. Podobieństwo fizjonomii roślinności naturalnej w podobnych pod względem klimatu regionach w różnych częściach globu, sugeruje, że formy roślin to nic innego jak formy adaptacji do ich środowiska, a podstawą wielu systemów ekologicznych klasyfikacji roślin jest kombinacja cech morfologicznych, anatomicznych i fenologicznych (Orshan 1986).

Oprócz położenia pączków odnawiających G. Orshan (1986) proponuje poddać badaniom takie cechy jak: wysokość rośliny, średnicę koron, ich gęstość, konsystencję pnia, konsystencję i grubość kory, wielkość liści, morfologię i głębokość systemu korzeniowego. Podał on kilka przykładów pokazujących jak badanie rozmieszczenia pojedynczych cech oraz ich kombinacji w różnych geograficznych skalach i ich korelacje ze środowiskowym gradientem mogą stanowić tło w zrozumieniu struktury roślinności z jednej strony i strategii adaptacji roślin do środowiska – z drugiej.

Dominująca forma życiowa, jako cecha gatunku określająca jego niszę ekologiczną, jest więc jednocześnie bardzo dobrą, uniwersalną charakterystyką formacji roślinnych jako typu roślinności. Formacja roślinna o podobnej, dominującej formie życiowej tworzących ją roślin, niezależnie od jej składu florystycznego, wykazuje związek z warunkami ekologicznymi. I tak np. formacja wilgotnego lasu równikowego rozwija się jednakowo w Kotlinie Kongo, Azji Południowo-Wschodniej i nad Amazonką, mimo, że skład florystyczny lasów, w poszczególnych regionach, jest zupełnie inny; jednakowa jest natomiast panująca forma życiowa, spektrum biologiczne, struktura, rytm rozwojowy i wymagania ekologiczne.

Formacje grupować można według podobieństwa dominujących form życiowych roślin w klasy formacji. Porównanie trzech powierzchni z różnych kontynentów (Australii, Południowej Ameryki i Europy – Basenu Morza Śródziemnego), pokazało, że roślinność w podobnych śródziemnomorskich warunkach klimatycznych, oddzielona całkowicie od siebie, może rozwijać podobne morfologiczne adaptacje. Roślinność typu śródziemnomorskiego w obrębie trzech badanych powierzchni, to w większości wiecznie zielone krzewy i niewysokie drzewa, a większość gatunków runa to sklerofity – bytujące na siedliskach suchych (Pignatti, Pignatti 1985).

Istnieją również relacje ilościowe między różnymi formami życiowymi w zbiorowiskach roślinnych, czy florze danego obszaru, które określają ich spektrum biologiczne (Falińska 1997). Odzwierciedla ono stopień przystosowania roślinności do warunków środowiskowych, zwłaszcza klimatycznych. W badaniach ekologicznych spektra udziału form życiowych stosowane są do analizy porównawczej zbiorowisk lub flor różnych środowisk. I tak w klimacie gorącym wilgotnym przeważają fanerofity¹, w klimacie pustynnym – terofity, w klimatach zimnych – chamefity (Matuszkiewicz W. 1991). Dla przykładu, z zestawienia opracowanego przez W. Szafera (1964) wynika, że we florze Polski przeważają hemikryptofity (54%), podczas, gdy chamefity stanowią tylko 4%. Spektra biologiczne opracowane przez W. Matuszkiewicza (1952) dla zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej, a więc w tym samym klimacie i regionie przyrodniczym, także różnią się udziałem poszczególnych form życiowych. Na przykład w grądach przeważają geofity, a bory wyróżniają się dużym udziałem chamefitów. Nie bez znaczenia jest rola form życiowych, nie tylko w ocenie warunków makroklimatycznych, ale także lokalnych – mikroklimatycznych, jak na przykład grubość pokrywy śnieżnej, głębokość zamarzania gleby, czy występowanie przymrozków. Dobrym tego przykładem są olsy, których spektrum biologiczne wskazuje na większy, niż w innych zbiorowiskach, udział hemikryptofitów, jako wyraz surowszego mikroklimatu tych wilgotnych lasów.

3) METODA „SZEREGÓW EKOLOGICZNYCH”

Od początków XX wieku, w okresie burzliwego rozwoju nauk przyrodniczych, w tym także koncepcji przystosowawczych form życiowych roślin, zaczęto posługiwać się metodą szeregów ekologicznych, która polega na jednoczesnym, porównawczym badaniu roślinności i warunków środowiska wzdłuż wytyczonej linii. Posługiwali się nią szczególnie badacze amerykańscy (Weaver, Clements 1938; Whittaker 1956, 1960, 1973),

¹ Definicje form życiowych zawarte są w rozdziale 4 (tab. 2)

ale stosowana jest współcześnie również w Polsce (Roo-Zielińska 1998, 2002; Roo-Zielinska i in. 2003).

Wykonuje się tzw. transekt i bada zmiany w składzie oraz wzroście roślinności, np. od brzegu zbiornika wodnego po wzniesienie nad jego brzegiem, albo od podnóża góry po jej szczyt, czy też zmiany zachodzące w różnych typach roślinności, np. na pograniczu lasu i łąki, na pograniczu różnych typów lasu itp. W każdym kolejnym płacie lub pewnych odstępach, zazwyczaj w poszczególnych, wyraźnie różniących się zbiorowiskach roślinnych bada się czynniki środowiskowe. Równolegle do transektu wykonuje się odkrywki glebowe (Weaver, Clements 1938). Można taki transekt przedstawić na wykresie i opisywać zależności poszczególnych zbiorowisk roślinnych od warunków ekologicznych. Mogą to być na przykład relacje między łąkami należącymi do różnych syntaksonów, a wilgotnością podłoża (Ellenberg 1952).

Pierwszym, który przedstawił takie szeregi ekologiczne uporządkowane według wzrastającego pH gleby był C. Olsen (1923). Zestawił on zdjęcia z badań przeprowadzonych w Danii nad roślinnością łąkową i leśną. Na podstawie uporządkowanych według odczynu gleby tabel wyróżnił on gatunki wskaźnikowe tzn. takie, które występują w największym zakresie wartości odczynu i mają najwyraźniejsze jego optimum.

Bardzo dokładne podstawy teoretyczno-metodyczne koncepcji szeregów ekologicznych przedstawił amerykański geobotanik R. Whittaker (1973). Zwrócił on uwagę na to, że podstawą prostej analizy gradientowej są próby roślinności reprezentujące skład gatunkowy zbiorowisk roślinnych i charakterystyki ich środowiska w różnych punktach badanego krajobrazu. Próby powinny reprezentować zbiorowiska homogeniczne, względnie naturalne o wystarczająco dużej powierzchni i dostarczające niezbędnych informacji. Podstawą szeroko stosowanych w badaniach współzależności „roślinność – warunki siedliskowe” są: 1) zdjęcie fitosocjologiczne według metody Braun-Blanqueta (1951), 2) próby pobrane z kwadratów – bazujące na 1/10 ha lub innych ustalonych powierzchni, stosowanych w wielu studiach uwzględniających porządkowanie (ordynację), 3) losowo lub równomiernie pobierane próby z bardzo małych powierzchni (tzw. szkoła Wisconsin: Cottam, Curtis 1949, 1956; Brown, Curtis 1952; Curtis 1959).

Dla prostych gradientowych analiz zależności pomiędzy roślinnością i cechami środowiska, próby mogą być porządkowane według pomiarów elementów środowiska lub składu gatunkowego zbiorowiska roślinnego. Przy tym najbardziej użyteczne w porządkowaniu i ustawianiu prób w gradiencie środowiskowym są: 1) średnie ważone na podstawie zbioru ekolo-

gicznych grup gatunków, których rozkłady są skupione w tych samych częściach gradientu środowiskowego oraz 2) porównanie prób z końcowych punktów reprezentujących ekstremalne wartości gradientu środowiskowego. Przy zastosowaniu ordynacji, próby mogą być ustawiane w transekty, a uzyskane wyniki zestawione w tabele transektowe reprezentujące zmiany w populacjach gatunków i charakterystykach zbiorowisk wzdłuż określonego gradientu.

R. Whittaker (1973) zwrócił uwagę na to, że można analizować gradient środowiskowy, nie tylko według jednego, ale według kilku czynników. Wówczas do tego celu służą: transekty poprzeczne uwzględniające relacje względem dwóch środowiskowych gradientów wpływających na roślinność analizowanej powierzchni. Mogą to być: 1) gradienty topografii i wilgotności, 2) mozaikowe szkicowe wykresy rozkładu typów zbiorowisk, według dwóch gradientów środowiskowych opisanych na osiach x i y wykresu, 3) nomogramy pokazujące relacje pomiędzy populacjami gatunków i zbiorowiskami a cechami środowiska reprezentowanymi w mozaikowym wykresie. Na podstawie tych zależności można traktować roślinność określonego krajobrazu jako wzór rozmieszczenia populacji gatunków.

Struktura i dynamika roślinności w powiązaniu z warunkami środowiskowymi były w centrum uwagi ekologii roślin przez cały XX wiek. Szczególnie dyskutowano nad dwoma generalnymi modelami zróżnicowania przestrzennego roślinności: *model kontinuum*, który zakłada, że roślinność zmienia się w przestrzeni stopniowo i w sposób ciągły (Whittaker 1951, 1972, 1973), oraz *model diskontinuum* – w roślinności występują nieciągłości, ponieważ wzdłuż gradientu środowiskowego gatunki tworzą odrębne ugrupowania – zbiorowiska roślinne (Clements 1916, 1936; Austin 1987).

Do dzisiaj poszukiwania wzorców i modeli zróżnicowania roślinności rozwijają się z uwzględnieniem zarówno koncepcji diskontinuum i kontinuum. Wyniki analiz roślinności i warunków siedliskowych, w których bytuje – wykazują ciągłą zmienność wzdłuż gradientu środowiskowego, którą można opisać przez uporządkowanie (ordynację) według określonego czynnika, lub kilku czynników ekologicznych (model kontinuum). Jednocześnie, wzdłuż tego gradientu gatunki tworzą ugrupowania, co pozwala na ich klasyfikację i wyróżnianie zbiorowisk roślinnych, (model diskontinuum). Te dwie koncepcje nie wykluczają się, a zróżnicowanie rozmieszczenia gatunków wzdłuż gradientu środowiskowego oscyluje między kontinuum i diskontinuum (Webb 1954; Falińska 1997).

Ostatecznie stwierdzić należy, że podstawą koncepcji szeregów ekologicznych jest model ciągłości (kontinuum) i z niego wywodzą się podstawy metodyczne skal fitoindykacyjnych, natomiast z modelu nieciągłości (ostrych gradientów środowiskowych) omówiona poniżej koncepcja „ekologicznych grup gatunków”.

4) KONCEPCJA „EKOLOGICZNYCH GRUP GATUNKÓW”

Ekologiczne grupy gatunków – to grupy roślin zachowujących się jednakowo lub podobnie w stosunku do określonych czynników siedliska lub ich kompleksów (Scamoni 1967).

Metoda grupowania roślin według ich podobnych wymagań siedliskowych wywodzi się z badań J. Iversena (1936), który uchwycił zależności pomiędzy składem florystycznym zbiorowisk roślinnych plaży morskiej w Danii, a zmieniającymi się strefowo czynnikami wilgotności i zasolenia gleby. Wyodrębnił on cztery grupy roślin o różnych wymaganiach względem wilgotności podłoża i trzy grupy o różnej wytrzymałości na zasolenie. Te grupy gatunków o podobnym charakterze ekologicznym nazwał „biologicznymi typami roślin”.

We wczesnych latach 50. w Zachodnich Niemczech wyróżniono grupy gatunków reagujących bardzo podobnie na kilka czynników siedliskowych, w obrębie różnych formacji roślinnych, np. w lasach takie grupy wyróżnili G. Schlenker (1950) i S. Schönhar (1952), na polach uprawnych i łąkach – H. Ellenberg (1950, 1952). H. Ellenberg wyróżnił 26 grup liczących po kilka gatunków każda, obejmując nimi łącznie 150 gatunków chwastów polnych. Jest istotne, że grupy ekologiczne gatunków, zwłaszcza tych, które związane są z siedliskami pod jakimś względem skrajnymi (grupy gatunków kalcyfilnych, acidofilnych, hydrofilnych, nitrofilnych itp.), to w większości grupy gatunków charakterystycznych i wyróżniających jednostek fitosocjologicznych, które mają swoją wyraźną charakterystykę ekologiczną. Tak więc według J. Braun-Blanqueta (1951) gatunki charakterystyczne mogą być dość subtelnymi wskaźnikami ekologii zbiorowiska roślinnego. Są nimi również gatunki wyróżniające, mają one jednak często szerszą amplitudę. Szczegółowe analizy grup ekologicznych chwastów polnych dały podstawę do tworzenia ekologicznych skal liczb wskaźnikowych gatunków roślin.

Podział roślin według ich wymagań względem czynników klimatycznych przeprowadził H. Ellenberg (1950, 1952, 1974) na podstawie cech fitogeograficznych gatunków. Klasy termiczne chwastów opracował na podstawie przebiegów północnych granic zasięgów ważnych roślin uprawnych i drzew (winorośl, klon polny, dąb szypułkowy, zboża i północna granica drzew), zaś klasy termiczne roślin łąkowych – uwzględniając ich wy-

stępowanie w piętrach wysokościowych Alp. Podzielił też rośliny według ich stosunku do stopnia kontynentalizmu klimatu przyjmując granice stref za E. Oberdorferem (1949 cyt. za Ellenbergiem 1950).

Dla charakterystyki siedliska jakiejs określonej fitocenozy można, obok grup gatunków „wycechowanych” na poszczególne czynniki siedliskowe, zestawić także grupy gatunków, wskazujących w danej chwili na różne czynniki, względnie kompleksy czynników. Takie ujęcie, dla lasu, zapoczątkował G. Schlenker (1950) podając definicję „ekologicznej grupy gatunków”, która *„obejmuje gatunki roślin zachowujące się w znacznym stopniu jednakowo w stosunku do jednego lub więcej czynników ekologicznych”*.

Na podstawie kombinacji grup ekologicznych występujących w danym zbiorowisku można określać warunki, w jakich ono występuje. Według obecności jednych, a braku innych grup ekologicznych w zdjęciach fitosocjologicznych, można je porządkować ustawiając we wspomniane już szeregi ekologiczne, np. od zbiorowisk występujących na siedliskach bogatych w węglan wapnia, zasadowych przez obojętne, słabo kwaśne aż do silnie kwaśnych; od zbiorowisk siedlisk wilgotnych, przez coraz suchsze aż do skrajnie suchych. Na podstawie takich zestawień można wydzielać jednostki roślinności o określonych wymaganiach siedliskowych, a więc i jednostki siedliskowe (Wójcik 1983).

Na szczególną uwagę zasługują *„ekologiczno-fitosocjologiczne grupy gatunków chwastów”* opracowane przez W. Hilbiga i in. (1962). Grupy gatunków utworzone tu zostały przez tabelaryczno-statystyczne porównanie 7000 zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących pola uprawne południowej części byłej NRD, dla których równocześnie przeprowadzono analizy glebowe. Zdaniem autorów są to grupy gatunków, które zachowują się prawie jednakowo w określonych warunkach siedliskowych (mają bardzo podobne wymagania ekologiczne) i w przyrodzie występują razem mając w danych jednostkach roślinności swoje optimum. Dają one zatem wyobrażenie o nasileniu działania określonych czynników ekologicznych w siedlisku badanego typu zbiorowiska roślinnego.

W podobny sposób jak W. Hilbig i in. (1962) opracowali ekologiczno-fitosocjologiczne grupy gatunków w południowej części byłej NRD, w północnej części tego kraju ekologiczne grupy gatunków chwastów zestawili B. Kaussmann i J. Kudoke (1973). Wydzielono tu znacznie mniej grup – bo tylko 19, w porównaniu z 33 grupami z południa. Wiąże się to ze znacznie mniejszym zróżnicowaniem środowiska geograficznego w niskim, młodoglacjalnym obszarze północnym, niż na południu na obszarze starych gór i wyżyn przecięcinanych dolinami wielkich rzek (Wójcik 1983).

Wskaźnikowe grupy gatunków, na podstawie tabelaryczno-statystycznego opracowania dużej liczby zdjęć, wydzielił także H. Passarge, biorąc pod uwagę stałość, pokrycie i żywotność gatunków (Passarge, Jurko 1975). Przeprowadzone przez tych autorów, w górach północnej Słowacji, badania fitosocjologiczne nie obejmowały szczegółowych badań siedliskowych. Wyróżnione zatem przez nich „cenologiczne grupy” są tylko grupami gatunków występujących razem w przyrodzie, których wydzielanie jednak nie zostało potwierdzone glebowymi badaniami analitycznymi.

Próbę wyodrębnienia diagnostycznych grup gatunków, na podstawie własnych badań roślinności leśnej i jej siedlisk, podjęli J. Fabijanowski i K. Zarzycki (1965, 1967) w swoich pracach z Gór Świętokrzyskich. Wyróżnili oni grupy gatunków według ich wymagań względem stopnia żyzności siedliska i wahań poziomu wody gruntowej.

Wskaźnikowe grupy gatunków łąkowych (bioekogrupy) dla Łotwy i Litwy opracowała Dz. Apalia-Šidlenė (1971). Wydzieliła ona 120 ekologicznych grup gatunków łąkowych na podstawie ich wymagań względem zawartości węglanu wapnia w glebie, jej odczynu, przewiewności, wilgotności, temperatury oraz procesów wymywania i erozji.

Koncepcje ekologicznych grup gatunków i szeregów ekologicznych dały podstawy do rozwoju dwóch kierunków: implikacji do tworzenia z jednej strony systemów klasyfikacji roślinności według różnych kryteriów, a z drugiej – ekologicznych skal liczb wskaźnikowych, których podstawowym elementem jest gatunek roślinny.

5) SYSTEMY KLASYFIKACJI ROŚLINNOŚCI

Istnieje w literaturze wiele systemów klasyfikacyjnych roślinności, których podstawą są różne kryteria. Można zatem mówić o pewnych szkołach klasyfikacji roślinności.

W byłym ZSRR rozwinęły się różne kierunki klasyfikacji roślinności, z których jako najważniejsze należy wymienić tzw. klasyfikacje florystyczne szkoły leningradzkiej W.N. Sukaczowa (1928, 1930, 1942) i szkoły moskiewskiej W. Alechina (1924, 1925, 1932).

Wysuwają oni na pierwszy plan kryteria fizjonomiczne, ekologiczne i historyczno-rozwojowe. Dużą rolę w tej klasyfikacji odgrywają gatunki budujące (edyfikatory) i gatunki panujące (dominanty). Za podstawową jednostkę roślinności przyjmuje się w tej klasyfikacji asocjację. Podobną szkołę reprezentował A.K. Cajander (1909, 1913, 1921, 1922, 1923, 1925), dla którego podstawowym kryterium wyróżniania typów leśnych i torfowych w Finlandii były rośliny dominujące lub grupy gatunków charakterystycznych – przy jednoczesnym założeniu, że rośliny warstwy runa najdo-

kładniej charakteryzują biologiczną wartość środowiska. W ocenie warunków bytowania danej fitocenozy uwzględniał wprowadzie wszystkie gatunki runa, ale nazwę typu tworzył od nazwy jednego, dwóch, rzadziej trzech gatunków. Jako ten sam typ lasu określał on te zbiorowiska leśne, których runo – przy mniej więcej normalnym zwarciu drzewostanu – odznacza się zbliżonym składem gatunkowym i takim samym charakterem ekologiczno-biologicznym (Cajander, Ilvessalo 1921). Typy lasu przedstawiają dobrze odgraniczone jednostki roślinności, które mogą wykazywać dalsze zróżnicowanie według kryteriów geograficznych (Kalela 1961). Klasyfikacje florystyczne należą zatem do tzw. szkoły skandynawsko-rosyjskiej.

Podstawą szkoły francusko-szwajcarskiej („Zürich-Montpellier”) jest podobieństwo składu gatunkowego roślin. Przyjmuje się zatem podziały fitosocjologiczne (fitocenotyczne i lub synekologiczne). Podstawową jednostką w tym ujęciu jest zespół roślinny (nie utożsamiany z asocjacją według szkoły skandynawsko-rosyjskiej), wyróżniający się istnieniem, tzw. gatunków charakterystycznych, lub też charakterystyczną kombinacją gatunków. Zespoły te grupuje się w jednostki wyższego rzędu; związki, rzędy, klasy. Prekursorami tego podejścia byli: J. Braun-Blanquet (1951), H. Ellenberg (1950, 1952), R. Tüxen, H. Preissing (1951), a w Polsce kierunek ten rozwija W. Matuszkiewicz (2001).

System stosowany przez większość amerykańskich i brytyjskich ekologów (tzw. szkoła anglo-amerykańska) jest klasyfikacją roślinności, której podstawą są „typy dominacyjne” – tzn. grupy płatów o tych samych gatunkach dominujących. Według tej szkoły gatunki dominujące są zwykle dużymi i dobrze widocznymi gatunkami i nie mogą być w żadnym wypadku utożsamiane z charakterystycznymi gatunkami roślin sensu J. Braun-Blanquet (Krebs 1996). Klasyczny model F.E. Clementsa (1916, 1936, 1949) i A. Tansleya (1935) – w którym roślinność jest nieciągła i ma ostre granice, a fitocenozę porównuje się do superorganizmu – zakładał, że fitocenoza składa się z gatunków dominujących (drzew) oraz pozostałych gatunków, które w wyniku doboru naturalnego przystosowały się do życia w związku z gatunkami dominującymi i ze sobą. To dopasowanie jest cechą odróżniającą ten model od pozostałych. Jak piszą Amerykanie (min. Krebs 1996) gatunki dominujące są tymi gatunkami, które odniosły „sukces ekologiczny” dzięki swojej liczebności, rozmiarom i oddziaływaniu na inne.

Klasyfikacje florystyczne i fitocenotyczne skonstruowane są na podstawie charakterystycznych cech samej roślinności. Przez nałożenie na te podziały cech mikro- i makrosiedliskowych powstają różne możliwości podziałów. W zależności od tego, którą cechę środowiska uznaje się za najistotniejszą, powstały różne klasyfikacje. Ich przegląd zawiera wiele monografii, m.in. W.D. Aleksandrowej (1969); J. Motyki (1962), Z. Podbielkowskiego (1991), T.A. Rabotnowa (1985).

Te systemy klasyfikacyjne roślinności oraz ich kryteria teoretyczne i metodyczne dopiero niedawno znalazły swoje miejsce w bazach danych wymienianych na dalszych stronach tego rozdziału.

6) KONCEPCJE „LICZB WSKAŹNIKOWYCH” I SKAL EKOLOGICZNYCH

Wraz z rozwojem ekologii roślin, a także anatomii i fizjologii roślin, coraz lepiej poznawano gatunki i ich budowę, siłę konkurencji, a zatem sposoby i możliwości przystosowań do różnych warunków środowiska. Jednocześnie szybko rozwijać zaczęła się nauka o zbiorowiskach roślinnych – fitosocjologia. Na gruncie tych nauk i wcześniejszych doświadczeń (koncepcji grup ekologicznych gatunków, szeregów ekologicznych, systemów klasyfikacyjnych roślinności), powstała geobotaniczna fitoindykacja środowiska, która jest dziedziną dość młodą. Powstała ona w latach pięćdziesiątych XX wieku jako dyscyplina pomocnicza nauk rolniczych, dzięki której stała się możliwa stosunkowo szybka, tania i przystosowana do rzeczywistych wymagań roślin użytkowych, ocena przydatności warunków przyrodniczych dla łąkarstwa i upraw rolnych.

Metoda szeregów ekologicznych oraz koncepcja grup ekologicznych stanowiły punkt wyjścia opracowania pierwszych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych roślin.

Podstawą większości współczesnych opracowań fitoindykacyjnych są tzw. „*listy ekologicznych liczb wskaźnikowych gatunków roślin*”. Są to zestawienia gatunków wraz z liczbami wyrażającymi reakcję (amplitudę ekologiczną) gatunków na określony czynnik siedliskowy, lub z symbolami określającymi cechę gatunku świadczącą o przystosowaniach do środowiska (np. jego formę biologiczną, czy budowę anatomiczną).

W latach pięćdziesiątych XX wieku niemal równolegle, zostały opracowane pierwsze dwie ekologiczne skale liczb wskaźnikowych. Na zamówienie rządu niemieckiego powstał, dla potrzeb praktycznych, pierwszy dla Niemiec Zachodnich system liczb wskaźnikowych opracowany przez niemieckiego botanika – H. Ellenberga (1950, 1952, 1956). Tańsza bowiem okazała się dla rolnictwa ocena cech gleb na podstawie gatunków roślin, niż na podstawie kosztownych bezpośrednich pomiarów glebowych. Natomiast w byłym Związku Radzieckim ukazało się interesujące studium geobotaniczno-indykacyjne L.G. Ramienskigo, I.A. Cacenkina i in. (1956), pt. „*Ocena ekologiczna zasobności siedlisk na podstawie pokrywy roślinnej*” opracowane dla różnych niżowych regionów europejskiej części byłego ZSRR, a oparte na odmiennych, niż powyższej skali, założeniach teoretycznych i metodycznych.

Dwie ekologiczne skale liczb wskaźnikowych gatunków roślin – H. Ellenberga (1950, 1952, 1956) oraz L.G. Ramińskiego i in. (1956), choć cechuje je zbliżona koncepcja, różnią się konstrukcją i metodą obliczeń średnich liczb wskaźnikowych dla określonych płatów roślinnych.

Praktyczną, o czym już wspomniano, dostępną nawet dla służby rolnej metodę określania natężenia czynników siedliskowych na polach uprawnych i na łąkach zaproponował H. Ellenberg (1950, 1952). Zależność gatunków chwastów polnych i roślin łąkowych od poszczególnych czynników glebowych, takich jak: odczyn gleby i zawartość węgla wapnia, zaopatrzenia w wodę i zasobności w azot oraz biologicznej aktywności gleby określił na podstawie informacji pochodzących nie tylko z badań własnych prowadzonych w południowo-zachodniej części byłej RFN, ale także z całej dostępnej w tym czasie literatury naukowej dotyczącej obszaru od wschodnich granic byłej NRD, po Holandię, Szwajcarię i Danię, a więc obejmującej dużą część obszaru środkowej i zachodniej Europy. Zaklasyfikował on rośliny do kolejnych grup według zależności od natężenia każdego z czynników. Podstawą klasyfikacji H. Ellenberga (1956) były tabele fitosocjologiczne, w których zarówno zdjęcia, jak i gatunki zostały ustawione w szeregi ekologiczne według wzrastającego natężenia analizowanego czynnika: wilgotności (F), kwasowości (R) oraz zawartości azotu w podłożu (N). Gatunki występujące w tych samych zakresach badanego czynnika umieścił w tych samych klasach (1–5 lub 1–6), a wszystkie obojętne na dany czynnik w klasach zerowych. Te klasy stanowią swojego rodzaju skale, w których: 1 – oznacza najniższe wymagania rośliny w stosunku do jakiegoś czynnika, a 5 lub 6 wskazuje na najwyższą wartość danego czynnika w miejscu występowania rośliny.

Opracowanie L.G. Ramińskiego i in. (1956) zawiera ekologiczne charakterystyki 1400 gatunków roślin użytków zielonych; głównie roślin naczyniowych (ok. 1300 gatunków, z czego 75 to drzewa i krzewy). Roślin niższych jest tylko niewiele ponad 100, z czego większość stanowią mchy z torfowcami włącznie.

Diagnozy ekologiczne gatunków według L.G. Ramińskiego (1956) dotyczą pięciu grup czynników, do których stosunek roślin wyrażony jest w skalach o różnej liczbie stopni: wilgotności gleby (U) – 120 stopni; zasobności gleby i zasolenia (BZ) – 30 stopni; dygresji pastwiskowej (DP)² – 10 stopni, wahań wilgotności (PU) – 20 stopni; aluwialności czyli замуłania (A) – 10 stopni.

² Dygresja pastwiskowa (odchylenie pastwiskowe) – oznacza zmiany roślinności zachodzące pod wpływem wypasu, m.in. rośliny są gnione wskutek deptania, a ich części nadziemne są różnie przygryzane przez różne gatunki bydła (Sobolew 1984).

Skala Ramińskiego, poza znacznie większą szczegółowością, różni się istotnie od skali Ellenberga. Uwzględnia ona przy konstrukcji skal oprócz gatunku jego pokrycie. Tabele Ramińskiego zawierają klasy pokrycia poszczególnych gatunków i odpowiadające im amplitudy ekologiczne dotyczące 5-ciu czynników środowiska. Mniejszym wartościom pokrycia odpowiadają szersze amplitudy ekologiczne (np. krwawnik pospolity *Achillea millefolium* o nieznacznej ilościowości „s” może występować zarówno na suchych stepach jak i na wilgotnych łąkach). Natomiast dla wyższych wartości pokrycia zakres wymagań gatunków jest węższy, wskazuje bowiem na warunki bardziej dla niego sprzyjające. Obliczenie średniej wartości „fitoindykacyjnej” dla płatu jest prostsze według metody Ellenberga, według której oblicza się średnią arytmetyczną lub średnią ważoną uwzględniającą udział powierzchniowy gatunku. W przypadku skali Ramińskiego stosuje się tzw. metodę ograniczania. Wyjaśnienie skomplikowanych podejść metodycznych Ramińskiego znajdzie czytelnik w przetłumaczonym na język polski wydaniu L. Soboleva (1984) „Podstawy ekologicznej typologii ziem” oraz w pracy Z. Wójcik (1983) „Charakterystyka i ocena siedlisk polnych metodami bioindykacyjnymi”.

Warto zaznaczyć, że ekologiczna skala Ramińskiego, choć jako subtelne narzędzie badań siedliskowych miała swoich zwolenników (Sobolev, Utekhin 1973), to nie znalazła szerszego zastosowania w Europie Środkowej, była również krytykowana przez geobotaników rosyjskich (Mirkin, Rozenberg 1978) z następujących powodów: 1) skala ograniczona do obszaru, dla którego została opracowana, 2) brak bezpośrednich badań siedliskowych, 3) zbyt drobiazgowo rozbudowane skale, 4) trudna interpretacja stopni pokrycia.

W następnych latach ukazują się kolejne wydania liczb wskaźnikowych H. Ellenberga (1974, 1979), H. Ellenberga i in. (1991) zyskując akceptację w Europie Środkowej.

Praca H. Ellenberga (1974) pt. „Wartości wskaźnikowe roślin naczyniowych Środkowej Europy” korzysta z blisko 40-letnich doświadczeniach wielu geobotaników. Zestawiona przez H. Ellenberga tabela zawiera przegląd wartości wskaźnikowych ok. 2000 gatunków roślin naczyniowych względem trzech najważniejszych czynników klimatycznych (światła „L”, temperatury „T”, kontynentalizmu „K”) oraz trzech czynników edaficznych (wilgotności „F”, odczynu gleby „R” i zaopatrzenia w azot „N”). Przy niektórych gatunkach podał Ellenberg jeszcze ich stosunek do zasolenia gleby i do obecności w niej soli metali ciężkich. Ponadto wykaz obejmuje formę życiową, trwałość i przynależność fitosocjologiczną gatunków. Ekologiczną reakcję gatunków w stosunku do sześciu wymienionych cech środowiska oszacowano na skali 9-stopniowej, przy czym: 1 – oznacza

najniższe, 9 – najwyższe natężenie danego czynnika. Tylko dla liczby wilgotności „F” skala jest 12-stopniowa, bowiem trzy stopnie dotyczą roślin wodnych (sposobu ukorzeniania się).

Drugie wydanie, które ukazało się po paru latach (Ellenberg 1979) i trzecie znacznie poprawione (Ellenberg i in. 1991) zawiera liczby wskaźnikowe dla kolejnych roślin naczyniowych, jak również po raz pierwszy – wartości wskaźnikowe dla jeżyn (*Rubus ssp*), mszaków i porostów.

Skala liczb wskaźnikowych Ellenberga została powszechnie przyjęta w Europie, a jej zastosowanie i przydatność są opisywane w licznych publikacjach, szczególnie w Niemczech oraz Holandii, ale także w Szwecji i w Polsce (m.in. Durwen 1982; Böcker i in. 1983; Kowarik, Seidling 1989; Dierschke 1994; van der Maarel 1993; Schaffers, Sykora 2000; Diekmann 1995, 2003; Wójcik 1977; Roo-Zielińska 1994, 1996, 2000, 2002, 2003; Roo-Zielińska, Kostrowicki 1995; Roo-Zielińska, Solon 1988, 1990, 1992). Jak jednak zauważa sam autor skali (Ellenberg i in. 1991), im większy geograficzny dystans dzieli powierzchnię badaną od objętej analizą, tym większe jest ryzyko popełnienia błędu. Gatunki roślin mogą bowiem mieć nieco różne spektra ekologiczne w różnych częściach swojego zasięgu (arealu). Dlatego też opracowano w wielu krajach skale lokalne wyrażające diagnozy siedliskowe „własnych flor” wzorując się na koncepcji i idei Ellenberga.

Opracowania K. Zarzyckiego (1984), K. Zarzyckiego i in. (2002) przedstawiają w formie wskaźników liczbowych informacje dotyczące ekologii roślin naczyniowych na terenie Polski i polskich badań taksonomicznych i geobotanicznych; charakteryzują więc polskie populacje roślin na tle lokalnych warunków klimatycznych i edaficznych. Lista obejmuje ponad 2100 taksonów rosnących dziko lub w pełni zdomowionych na obszarze kraju. Skale w większości wypadków są 5-stopniowe, a nasilenie czynników wzrasta od 1 do 5. Wskaźniki liczbowe opisują warunki typowe dla gatunku, tj. takie w jakich najczęściej rośnie on na terenie Polski, a nie zarysowują jego pełnej – z reguły szerokiej amplitudy ekologicznej. Oprócz wprowadzonych wcześniej przez Ellenberga wskaźników, K. Zarzycki uwzględnia również takie jak: wskaźnik dyspersji gleb „D”, zawartości materii organicznej i humusu w glebie „H”, odporności na deptanie i zgryzanie „P”, a także częstość występowania i tendencje dynamiczne gatunku.

Dla Szwajcarii istnieje wykaz wartości wskaźnikowych roślin – opracowany przez E. Landolt (1977). Autor objął nim 3364 gatunki roślin naczyniowych oraz 41 gatunków mchów, 4 wątrobowce i 3 porosty. Wartość wskaźnikową roślin w stosunku do wilgotności, odczynu i zasobności gle-

by w składniki pokarmowe (głównie w azot), zawartości w niej materii organicznej i składu mechanicznego gleby (a dla niektórych roślin i do zasolenia), warunków świetlnych, termicznych i stopnia kontynentalizmu klimatu podał E. Landolt w skali 5-stopniowej. Skala wilgotności obejmuje dodatkowo określenia stosunku roślin do poziomego ruchu wody, do zmian wilgotności, do podtopienia oraz zanurzenia w wodzie. Ponadto określił formę życiową roślin. Ocenę warunków występowania fitocenozy proponuje przeprowadzić z uwzględnieniem stopni pokrycia gatunków ją budujących, jak to zaleca H. Ellenberg (1974) w swym opracowaniu dotyczącym wartości wskaźnikowych roślin.

Także dla wschodnich Niemiec (byłej NRD) ukazało się opracowanie D. Franka i S. Klotza (1990) z wykazem 2265 gatunków roślin naczyniowych, gdzie obok klimatyczno-siedliskowych liczb wskaźnikowych H. Ellenberga (1979) znalazły się takie różnorodne cechy gatunków jak: przynależność fitosocjologiczna, fitogeograficzna, ekologiczna, typ biologiczny, forma życiowa, trwałość liści, typ chorii i gamii, hemerobii i strategii rozwoju jak też, wartość paszowa. Podano również informacje o ścisłej ochronie gatunku.

B. Zólyomi i in. (1966) 1400 gatunkom flory węgierskiej przypisali wartości wskaźnikowe, a skale ocen są różne w zależności od rozpatrywanego czynnika i bardziej szczegółowe niż w pierwszym opracowaniu H. Ellenberga (1956) i E. Landolta (1977) – to znaczy skale „T” 1–7 dla temperatury, „W” 1–11 dla wilgotności, i „R” 1–5 dla odczynu gleby.

Podobne zestawienie dla 1300 gatunków flory rumuńskiej i ich diagnozy wskaźnikowe opracowała J.A. Kovacs (1979) uwzględniając obok 9-stopniowych skal klimatyczno-edaficznych (dla wilgotności 10 stopni) – typ reprodukcji, zapyłania, rozsiewania, okres kwitnienia, wartość paszową i zdrowotną gatunków, a także ich formę życiową według Raunkiaera.

Ukazał się także zestaw wartości liczb wskaźnikowych dla roślin wyższych Wielkiej Brytanii (Hill i in. 1999). Autorzy opracowania przedstawili wartości wskaźnikowe gatunków opracowane przez Ellenberga i in. (1991), ale dla wielu z nich zmodyfikowane i dostosowane do warunków edaficznych Wysp Brytyjskich. Okazało się bowiem, że gatunki o szerokim spektrum ekologicznym w Środkowej Europie, charakteryzują się niejednokrotnie węższą amplitudą w Wielkiej Brytanii.

Warto w tym miejscu podkreślić, że wraz z rozwojem fitoindykacji i różnych systemów liczb wskaźnikowych nastąpił „zwrot” w kierunku grup ekologicznych wyróżnianych już nie na podstawie jakościowej, ale ilościowej – tzn. wartości liczb wskaźnikowych wyrażających diagnozy siedliskowe gatunków (m.in. Diekmann, Falkengren-Grerup 1998, 2002; Roo-Zielińska 2003b; van der Maarel 1993).

7) STANDARYZACJA I KOMPUTEROWE BAZY DANYCH

W ostatnich latach wzrasta liczba charakterystyk autekologicznych, dotyczących samych gatunków roślin, jak również informacji o powiązaniach flory i roślinności z warunkami środowiska przyrodniczego. Jednocześnie, dzięki komputeryzacji stało się łatwiejsze i szybsze opracowywanie i rozpowszechnianie wielkiej liczby danych w postaci cyfrowej i możliwości ich standaryzacji.

Obecnie kierunki dotyczące analiz fitoindykacyjnych koncentrują się wokół tworzenia baz danych w celu syntetyzowania informacji o cechach roślin (Bekker, Knevel 2003). Wiedza ta pogłębia się, lecz w wielu krajach źródła są rozproszone oraz podawane w wielu językach, a także zebrane i przechowywane w różny sposób. Są to poważne przeszkody do funkcjonalnych analiz relacji gatunki roślin – środowisko i upowszechniania ich wyników. Taka baza danych, jak przewidują R.M. Bekker i I.C. Knevel (2003) jest niezbędna do oceny różnorodności biologicznej na skutek zmian w użytkowaniu ziemi w Europie i w regionach europejskich. Tym celom ma służyć, między innymi, projekt bazy danych „LEDA”, który rozpoczął się w ramach V Programu Ramowego Unii Europejskiej. Projekt LEDA ma na celu dostarczenie szerokim odbiorcom europejskiej bazy danych – cech gatunków przydatnych do planowania, ochrony przyrody, oceny różnorodności biologicznej w zmieniającym się krajobrazie europejskim. Baza danych będzie koncentrować się na trzech głównych właściwościach dynamiki roślinności: stałości, regeneracji i zdolności do rozsiewania. Będzie sporządzona macierz – gatunki-cechy dla ponad 20 różnych cech diagnostycznych gatunków. Baza danych LEDA będzie stosowana jako narzędzie w badaniach środowiskowych, planowaniu, ochronie przyrody, odnowieniu (odbudowie roślinności), w zarządzaniu sposobami użytkowania ziemi.

W roku 1995 ukazało się obszerne opracowanie *PHANART Database of Centraleuropean Vascular Plants* wydane przez Instytut Geobotaniki w Zürichu pod redakcją R. Lindachera, w którym zgromadzono informacje z 19 publikacji i zestawiono w przejrzysty, logiczny system. Dotyczą one różnych parametrów, w stosunku do których wycechowane zostały wymagania ekologiczne gatunków roślin i podane zostały w postaci bazy numerycznej np. cechy biologiczne, demograficzne, odpornościowe in. W ten sposób utworzona została obszerna baza cech wskaźnikowych gatunków roślinnych, która wraz ze zdjęciami fitosocjologicznymi analizowanych obszarów stanowi podstawowy materiał źródłowy prezentowanych badań.

W ostatnich latach ukazało się w Europie wiele prac wykorzystujących istniejące już bazy danych (m.in. LEDA, BIOFLOR, FLORKART, PHA-

NART Data base) do oceny: 1) zmienności przestrzennej i czasowej roślinności i ich siedlisk na podstawach fitoindykacyjnych (Diekmann 2003; Roo-Zielińska 2002, 2003a, 2003b), 2) synantropizacji roślinności jako wynik jej antropogenicznego przekształcenia (Wysocki, Sikorski 2002), 3) presji urbanizacyjnej na florę dużych miast (Jackowiak 2000; Sudnik-Wójcikowska 2000), 4) zagrożeń flory (Gustafsson 1994), 5) nasilającej się w ostatnich latach inwazji obcych gatunków roślin (Pyšek i in. 2002; Balogh i in. 2003; Kühn i in. 2003; Tokarska-Guzik 2003).

„Ekologiczny system roślinności uwarunkowany jest współzależnością między roślinami a środowiskiem. Skład gatunkowy zbiorowiska roślinnego wynika z ekologicznych wymagań roślin. Cechą zbiorowiska jest przede wszystkim jego skład gatunkowy. Uwydatnia się również fizjonomia zbiorowiska, gdyż poszczególne typy ekologiczne roślin mają swoisty wygląd.....”.

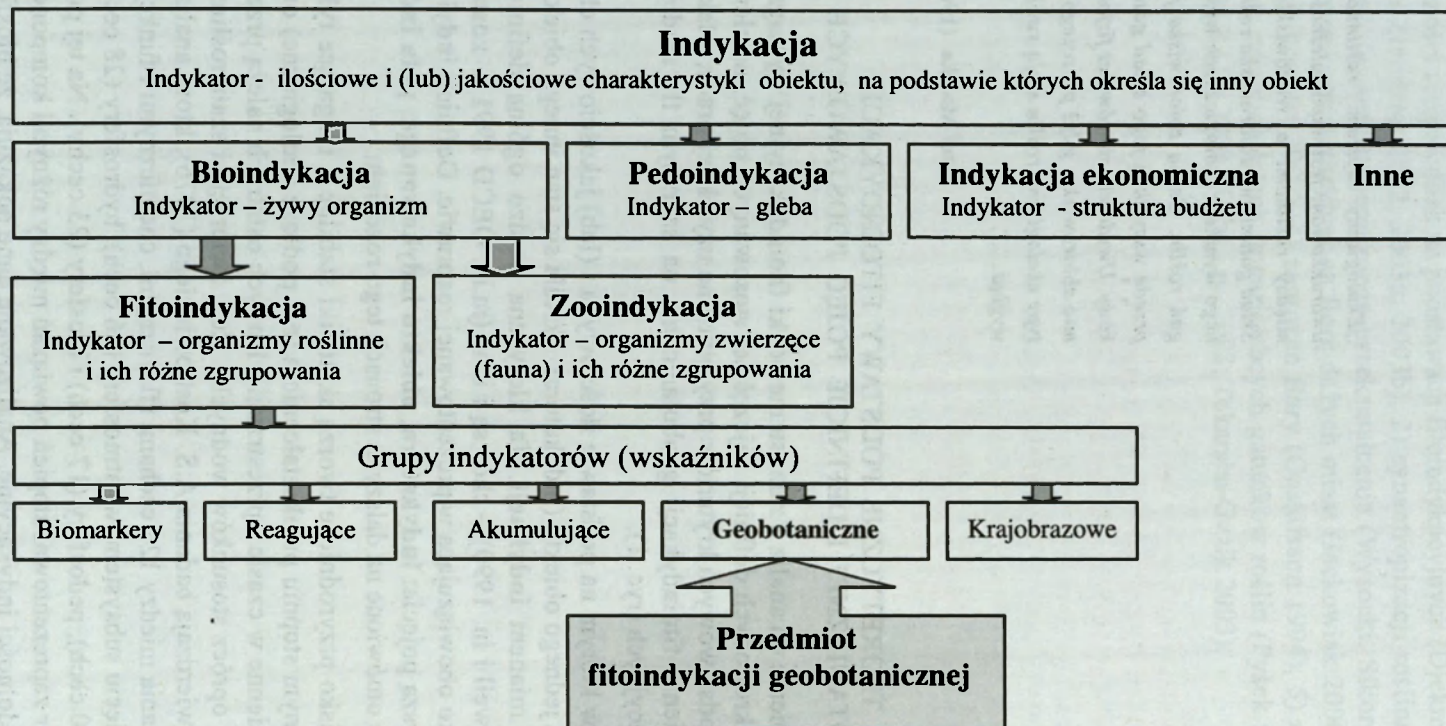
Józef Motyka (1962)

3. TEORETYCZNE PODSTAWY FITOINDYKACJI GEOBOTANICZNEJ I DEFINICJE POJĘĆ PODSTAWOWYCH

Przystąpienie do analiz z zakresu metodyki fitoindykacyjnej wymagało przyjęcia określonych definicji najczęściej stosowanych pojęć, ustalenia pewnych podstawowych kryteriów przyjętych na użytek tej pracy, a także umiejscowienia fitoindykacji geobotanicznej na szerszym tle studiów (bio)indykacyjnych (ryc. 1).

Proces, w którym na podstawie ilościowych i (lub) jakościowych charakterystyk jednego obiektu (indykatora), określa się stan innego obiektu, określamy mianem **indykacji**. Ta klasyczna bardzo ogólna definicja (m. in. Harwell i in. 1990) – choć są i inne (m.in. OECD 1991) – została przyjęta jako obowiązująca w prezentowanej rozprawie. Definicji **indykacji** towarzyszą pojęcia: **indykatora**, **obiektu indykowanego**, **pola indykacji** i inne omówione na dalszych stronach tego rozdziału

Środowisko przyrodnicze tworzą składniki stabilne – ulegające tylko w nieznacznym stopniu przekształceniom (np. podłoże geologiczne) oraz labilne (zmienne w czasie i przestrzeni). Do tych ostatnich należą przede wszystkim, oprócz stosunków wodnych i gleb, zwierzęta i szata roślinna. Tę tezę potwierdzają badania A.S. Kostrowickiego (1976), który analizował powiązania między 124 cechami (fizycznymi, chemicznymi i funkcjonalnymi) pięciu subsystemów: atmosfery (26 cech), hydrosfery (28 cech), litosfery (30 cech), pedosfery (17 cech) i biosfery (23 cechy). Na tej podstawie autor zaprezentował stopień powiązań między różnymi komponentami i ich zdolności indykacyjne. Analizowane dane pokazują, że biosfera



Ryc. 1. Pozycja fitoindykacji geobotanicznej wśród (bio)indykacji

The position of the geobotanical phytointication within the concept of (bio)indication

(włączając roślinność) ma najwyższe zdolności indykowania stanu i dynamiki innych komponentów. Zagadnienia te podlegają tej części indykacji, która wykorzystuje, jako wskaźniki, obiekty żywe – jest to bioindykacja.

Bioindykacja to proces polegający na wykorzystaniu charakterystyk wskaźnikowych roślin i zwierząt, ściślej ich populacji, zbiorowisk, a nawet całych biocenoz do oceny innych biotycznych i abiotycznych właściwości środowiska geograficznego. Tą właściwością wskaźnikową jest poznana wcześniej norma reakcji organizmów żywych, ściślej sposób i zakres reagowania na określony czynnik naturalny (np. na uwilgotnienie gleby), lub antropogeniczny (np. na wydeptywanie, albo na zawartość w środowisku lub w siedlisku określonych substancji chemicznych wprowadzonych przez człowieka). Bioindykatorami mogą być tylko te gatunki roślin i zwierząt, których osobniki są dostatecznie liczne, w pełni wykształcone, reagujące na dany czynnik w sposób jednoznaczny, w stopniu dającym się wyrazić ilościowo (Kostrowicki, Wójcik 1972; Fabiszewski 1983; Wójcik 1983; Schubert, red. 1985).

Na podstawie opracowania A.S. Kostrowickiego (1992) oraz J. Solona (1994b, 2002) przyjęto następujące definicje:

– **wskaźnikiem (bioindykatorem)** może być: fragment żywego organizmu, osobnik, populacja, zgrupowanie kilku populacji, zbiorowisko (fitocenozą lub zoocenozą) oraz krajobraz roślinny.

– **obiektem indykowanym** (podlegającym indykacji) może być: sam bioindykator (jego cechy), inne żywe organizmy, abiotyczne czynniki środowiskowe, antropogeniczne czynniki środowiskowe oraz różnego typu okresowe zaburzenia lub fluktuacje warunków środowiskowych.

– proces indykacji służy zarówno celom poznawczym, jak i utylitarnym, a **ocena indykacyjna** obiektów może dotyczyć teraźniejszości (stanu), przemian w czasie, jak również różnego rodzaju prognoz, rozpatrywanych w skali lokalnej, regionalnej, ponadregionalnej, niezależnie od skali, lub też może dotyczyć zjawisk przestrzennych.

Dla procesu, wchodzącego w skład bioindykacji, wykorzystującego właściwości wskaźnikowe organizmów roślinnych, populacji, synuzji roślin, bądź zbiorowisk roślinnych stosuje się termin **fitoindykacja**³ (gr. phytón „fito” – roślina, łac. *indico* – wskazać). Szata roślinna jest efektem wzajemnych związków i zależności pomiędzy komponentami środowiska przyrodniczego, głównie klimatem, glebami i stosunkami wodnymi. Zależności te mają charakter sprzężeń zwrotnych. Zmiany szaty roślinnej są zatem

³ W skład pojęcia bioindykacji wchodzi także **zooindykacja** jako proces wykorzystujący faunę (organizmy zwierzęce – **zooindykatory**) do oceny stanu i zmian warunków środowiska.

„wypadkową” oddziaływań czynników środowiskowych naturalnych oraz antropogenicznych zmieniających się w czasie i przestrzeni.

Różne są w świecie roślin poziomy organizacji (złożoności układów), różny jest więc typ reakcji organizmów roślinnych na otaczające je środowisko. Najczęściej, przede wszystkim zależnie od poziomu organizacji, wyróżnia się następujące grupy fitoindykatorów (Grodziński, Yorks 1981; Arndt 1982; Knabe 1982; Martin, Coughtrey 1982; Schubert 1982; Ten Hoten 1983; McCarthy i in. 1989):

1) tzw. *biomarkery* na poziomie subkomórkowym i komórkowym, które reagują zmianami biochemicznymi, immunologicznymi, genetycznymi (modyfikacjami DNA) bez widocznych zmian morfologicznych i fizjologicznych;

2) *wskaźniki reagujące* (sensitive indicators), które poprzez zróżnicowany stopień uszkodzeń wskazują np. na poziom zanieczyszczeń w środowisku. Fizjologiczna reakcja roślin na działanie danego czynnika, wyraża się zaburzeniami funkcjonowania np. ograniczeniem kwitnienia, zamieraniem niektórych organów, zmniejszeniem ogólnej żywotności czy ograniczeniem najważniejszych procesów życiowych;

3) *wskaźniki akumulujące*, gromadzące w swoich tkankach substancje toksyczne, które mogą być ilościowo ocenione. Mchy m.in. gatunki *Pteridium schreberii*, *Hylocomium splendens*, liście borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* są dobrymi wskaźnikami zawartości metali ciężkich (Gworek, Degórski 2000; Grodzińska 1978a, b, 1981). Według S. Daróczego i in. (1988); G.B. Feige i in. (1990); O. Guillite i in. (1990), mchy są również czułymi wskaźnikami różnego typu skażeń atmosfery. Na tych podstawach tworzy się mapy skażeń powietrza i gleb metalami ciężkimi. Na przykład określono stężenie ceszu (Cs) w gatunkach mchów zebranych na Węgrzech, w Niemczech, Belgii i w Polsce, bezpośrednio po wybuchu reaktora w Czarnobylu i w kilka lat później (Daroczy i in, 1988). Igły sosny (*Pinus sylvestris*) są wskaźnikami skażenia środowiska dwutlenkiem siarki, kora drzew liściastych: jesionu (*Fraxinus*), dębu (*Quercus*), lipy (*Tilia*) i iglastych – sosny (*Pinus sylvestris*) jest wskaźnikiem zakwaszenia środowiska (Härtel, Grill 1972; Grodzińska 1979). Porosty łączące w sobie glony i grzyby nie są wprawdzie wskaźnikami akumulacyjnymi, ale jako pierwsze ustępują z miast i ośrodków przemysłowych, ponieważ są jednymi z najbardziej wrażliwych organizmów na wysokie stężenia głównie dwutlenkiem siarki (SO_2) powietrza i gleby (Fałtynowicz 2001). Różna wrażliwość gatunków porostów na skażenia umożliwiła skonstruowanie ekologicznych skal porostowych w wielu krajach Europy, a rozmieszczenie porostów jest podstawą do wydzielenia stref skażenia i sporządzenia na tej podstawie map lichenindykacyjnych (Kiszka 1990; Kotarba 2001),

4) *wskaźniki geobotaniczne* – układy ekologiczne na poziomie populacji gatunków, synuzji, fitocenoz reagujące na obecność lub natężenie danego czynnika, lub zespół warunków środowiskowych, poprzez zmiany strukturalno-dynamiczne: a) zmieniający się udział osobników o różnej kondycji w populacji, b) udział gatunków o różnych wymaganiach ekologicznych lub różnej biologii w fitocenozie, c) zmiany kombinacji gatunkowej, składu i proporcji gatunków lub ich grup (grupy ekologiczne, formy morfologiczne), d) zmiany struktury poziomej i pionowej układu, e) zmienność dynamiki i funkcji układu (np. zaburzenia w przebiegu rytmiki sezonowej, nasilenie procesów degeneracji w fitocenozie, zmiany produkcji pierwotnej i tempa dekompozycji itd.),

5) *wskaźniki krajobrazowe* – układy ponadfitocenotyczne reagują zmianami powierzchni i położenia poszczególnych fitocenoz (ekosystemów) co odzwierciedla jakość i natężenie mechanizmów naturalnych i oddziaływań antropogenicznych.

Niniejsza praca dotyczy tylko punktu 4, to znaczy reakcji strukturalno-dynamicznej układów ekologiczno-roślinnych – populacji gatunków wyższych roślin naczyniowych i budowanych przez nie zbiorowisk roślinnych na zmieniające się w czasie i przestrzeni warunki środowiska fizycznogeograficznego. Flora roślin naczyniowych oraz budowane przez nią zbiorowiska roślinne są łatwo dostrzegalnym, rozpoznawalnym, reagującym, łatwo zmieniającym się komponentem geosystemu, co pozwala określić charakter funkcjonowania danego układu, a tym samym przemiany jakim on podlega. Warto podkreślić, że roślinność nawet w przypadku jej częściowego zniszczenia nie traci swych właściwości wskaźnikowych, nadaje się więc doskonale do oceny natężenia i zakresu oddziaływań człowieka na środowisko przyrodnicze (Roo-Zielińska, Solon 1988b, 1991).

Szereg składowych, stabilnych cech środowiska (m.in. geneza form, rzeźba terenu, głębokość zalegania wód wglębnych, zaleganie śniegu) nie wpływają bezpośrednio na roślinność, nie mogą być zatem na jej podstawie charakteryzowane, wówczas wymagane są metody pośrednie (Kotarba 2001; Rączkowska, Kozłowska 1994).

Zarówno flora (gatunki roślinne) jak również roślinność (zbiorowiska) charakteryzują się specyficzną właściwością – nadinformatywnością⁴, pozwalającą na określenie tych komponentów środowiska przyrodniczego,

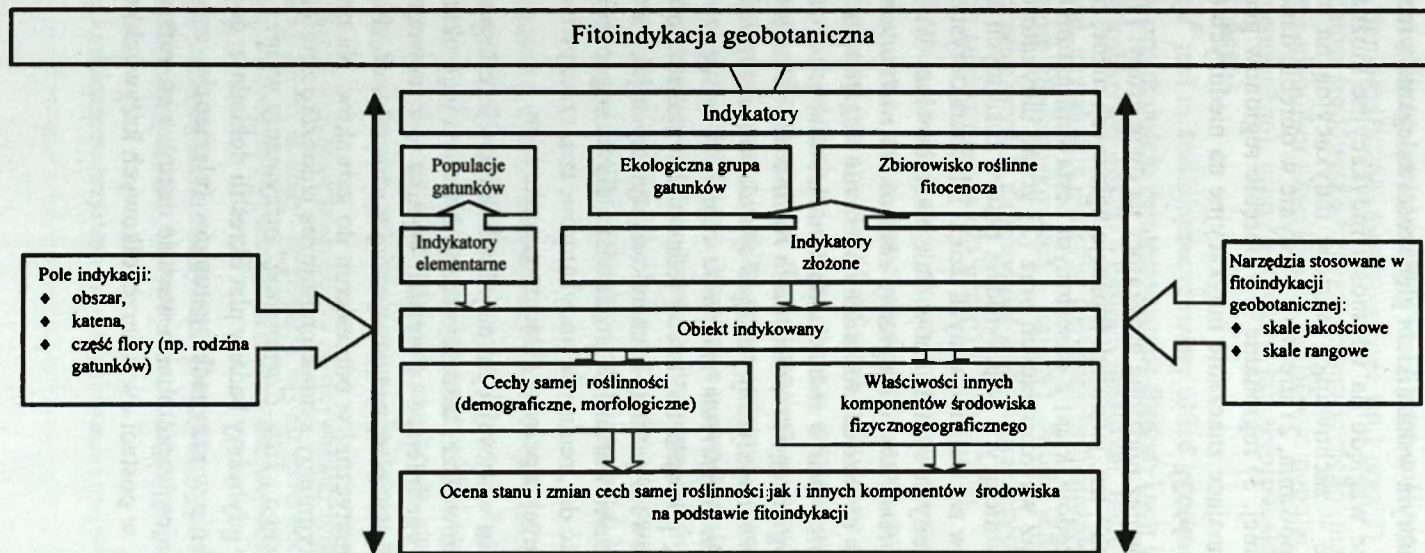
⁴ Nadinformatywność – oznacza zdolność wskaźnikową flory i roślinności nie tylko własnego stanu (autoindykacja), ale wraz z zestawem cech diagnostycznych – pozwala określić stan i procesy zachodzące w tych składowych środowiska, które są dla niej ekologicznie istotne (m.in. pedoindykacja, hydroindykacja) – Kostrowicki, Wójcik (1972).

z którymi jest ekologicznie związana. Zdolność wskaźnikowa roślin dotyczy jedynie tych cech i elementów środowiska, które są dla nich ekologicznie istotne. Warunki klimatyczne takie jak: natężenie światła, temperatura powietrza, stopień kontynentalizmu, czynniki glebowe m.in.: wilgotność, kwasowość, zawartość azotu i żyzność gleb bezpośrednio oddziałują na roślinność, zatem może być ona doskonałym wskaźnikiem tych warunków. Oznacza to, że znajomość struktury szaty roślinnej, jej przestrzennego zróżnicowania, zestawu ilościowego i jakościowego gatunków roślinnych, ich żywotności oraz amplitudy ekologicznej – pozwala określić nie tylko aktualny stan, ale także procesy zachodzące w tych składowych środowiska, które są dla niej ekologicznie istotne. Jest to właśnie przedmiot *fitoindykacji geobotanicznej*.

Podstawowe pojęcia stosowane w fitoindykacji geobotanicznej i powiązania między nimi ilustruje rycina 2. W *indykacji geobotanicznej* (swoistym procesie odczytywania, przetwarzania, kodowania i syntetyzowania informacji jakie zawiera w sobie wskaźnik), *indykatorem* jest spontanicznie powstały wielogatunkowy (rzadziej jednogatunkowy) strukturalno-przestrzenny układ roślin wyższych o różnym stopniu złożoności, czyli tzw. zbiorowisko roślinne. Elementami wskaźnikowymi tego układu (indykatora), zwanymi niekiedy *wskaźnikami elementarnymi*, są populacje gatunków roślin wyższych tworzące dany układ, cechami zaś tych elementów – określone właściwości charakteryzujące poszczególne populacje gatunków występujących w zbiorowisku, takie jak np. liczebność, żywotność, kondycja zdrowotna itp. Tak więc w przypadku indykacji geobotanicznej mamy do czynienia z co najmniej trójstopniowym systemem hierarchicznym wskaźników: *zbiorowiskiem*, *populacją* i *cechami* tej populacji. Wskaźniki te, ujmowane łącznie, charakteryzują właściwości układu, zbiorowiska roślinnego, jako *indykatora złożonego* (Kostrowicki i in. 1992).

Znaczenie praktyczne, czyli wartość indykatora zależy od dwóch zjawisk: stopnia sprzężenia z określonymi zmiennymi *obiektu indykowanego* oraz od stałości i częstości występowania w *polu indykacyjnym*. Im silniejsze jest sprzężenie z określoną właściwością obiektu tym większa jest wartość wskaźnikowa danego indykatora, a im większa jest stałość i częstotliwość jego występowania w przestrzeni, tym większa jest jego użyteczność. Stałość gatunku nie jest warunkiem koniecznym, ale znacznie ułatwia indykację. Jeżeli dany gatunek występuje we wszystkich obiektach o określonej cesze (np. $\text{pH} = 3,5$), to mówimy o jego absolutnej stałości.

Nie wszystkie gatunki zachowują swą wartość wskaźnikową w stosunku do danego czynnika na całym obszarze swego występowania. Na przykład zawilec leśny jest w Polsce bezwzględnie sprzężony z dużą zawarto-



Ryc. 2. Relacje między podstawowymi pojęciami stosowanymi w fitoindykacji geobotanicznej
The relationships between basic concepts used in geobotanical phytointication

ścią węglanu wapnia w glebie i określonym wskaźnikiem nasłonecznienia. Na Syberii natomiast w stosunku do ilości węglanów zachowuje się obojętnie i jest dobrym wskaźnikiem głębokości zalegania wiecznej zmarzłoci.

Gatunki ze względu na własności indykacyjne można podzielić na: 1) panarealne – zachowujące wartość indykacyjną na całym obszarze swego występowania, 2) strefowe – jedynie w obrębie danej strefy klimatyczno-roślinnej, 3) regionalne – w obrębie regionów geobotanicznych, 4) lokalne – mające znaczenie indykacyjne na niedużych obszarach (Kostrowicki i in. 1992).

Można również podzielić indykatory na dwie grupy: (1) „wskaźników abstrakcyjnych”, tzn. jednostek fitosocjologicznych różnej rangi (zespołów, związków, rzędów, klas) z określonym zestawem gatunków charakterystycznych oraz wyróżniających oraz (2) grupę indykatorów „realnych”, tzn. realnie istniejących w przyrodzie płatów roślinnych z pełnym zestawem gatunków zakwalifikowanych dzięki ich charakterystycznej kombinacji do określonych syntaksonów. Jak pisze bowiem W. Matuszkiewicz (2001) „...system fitosocjologiczny zbiorowisk roślinnych jest wzorcem, pozwalającym zawsze na dokładne określenie względnego położenia konkretnego zbiorowiska w stosunku do syntaksonów, stanowiących węzłowe punkty typologicznego zróżnicowania roślinności”. Przyjęte założenie, że „gatunek charakterystyczny jakiegoś syntaksonu jest to taki gatunek, który na pewnym terytorium ma punkt ciężkości występowania w danym syntaksonie”, pozwala traktować jednostki syntaksonomiczne z właściwym im zestawem gatunków charakterystycznych jako wzorcowe „reperowe” wskaźniki warunków środowiska fizycznogeograficznego, które można odnieść do „realnych” indykatorów, tzn. rzeczywiście istniejących płatów roślinnych z pełnym składem gatunkowym.

Czynnikiem wpływającym na jakość indykacji jest sposób ujmowania indykatora. Im węższe, bardziej szczegółowe jest jego określenie, tym ściślejsze i wiarygodniejsze są wyniki. Wynika to z wewnętrznej heterogeniczności indykatorów, syngenetycznej w stosunku do zbiorowisk roślinnych a systematycznej w odniesieniu do gatunków. Na przykład: jeśli za indykator przyjmiemy syntaksonomiczną jednostkę zbiorczą typu lasu dębowo-grabowego „*Tilio-Carpinetum*” otrzymamy wyniki znacznie mniej dokładne, niż gdybyśmy badany płat określili dokładniej do podzespołu, facji itp. Podobnie w przypadku gatunków (elementów wskaźnikowych) – ich szerokie ujmowanie obniża wartość oceny, a co gorsza tworzy nieraz artefakty (np. w postaci dwuwierzchołkowych krzywych) utrudniające interpretację.

Obiekt indykowany jest to taki obiekt, który chcemy poznać, zmierzyć i ocenić przy pomocy indykatorów. W przypadku fitoindukacji geobotanicznej są to dwie główne grupy obiektów: 1) sama roślinność, a ściślej jej cechy (m.in. demograficzne, morfologiczne itp.) oraz 2) właściwości innych komponentów środowiska fizycznogeograficznego (przede wszystkim klimatyczne i glebowe) określane na podstawie populacji gatunków (indykatora elementarnego), grupy gatunków lub zbiorowiska roślinnego (indykatora złożonego).

Pole indukcji⁵ jest to ściśle sprecyzowany układ (strukturalny, przestrzenny) będący przedmiotem zainteresowania fitoindukacji geobotanicznej. Może to być konkretny obszar o zasięgu lokalnym, regionalnym, czy ponadregionalnym, czy układy punktów (powierzchni) niezależne od skali (układy gradientów środowiskowych – kateny). Polem indukcji może być też układ aprzestrzenny – na przykład zbiór charakterystycznych gatunków łąkowych analizowany niezależnie od przestrzeni.

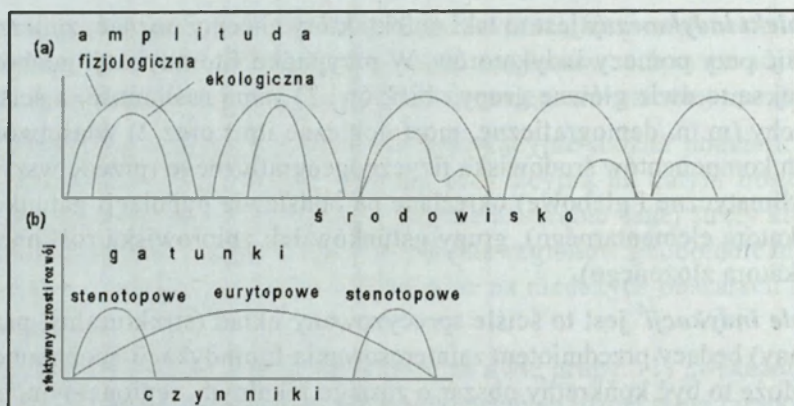
Wartość indukcji geobotanicznej, jako metody oceny warunków środowiska, polega głównie na tym, iż wartościuje ona zmienne otoczenia niejako z pozycji organizmu żywego – rośliny, współbytującego z innymi żywymi organizmami i od nich w dużym stopniu uzależnionego. Każda bowiem roślina, populacja, czy też fitocenoza jest w swoich możliwościach życiowych ograniczona nie tylko przez podstawowe czynniki abiotyczne: światło, pokarm lecz i przez interakcje wewnątrz biocenotyczne, takie jak np. oddziaływanie allelopacyjne⁶ mikroorganizmów, fitofagów⁷ ale również i presję mechaniczną sąsiadów czy tempo dekompozycji materii organicznej oraz zewnętrzne czynniki: antropogeniczne, krajobrazowe i inne.

Często w charakterystyce ekologicznej gatunku podaje się nie tylko parametry poszczególnych czynników środowiskowych, lecz także typy zbiorowisk roślinnych, w jakich występują – na przykład w zbiorowisku leśnym, łąkowym lub polnym. W ten sposób amplituda autekologiczna gatunku zostaje wzbogacona o amplitudę synekologiczną. Pierwsza od-

⁵ Pole indukcji może być rozumiane również jako zakres (warunki brzegowe) stosowalności fitoindukacji geobotanicznej – na przykład na obszarze o wysokiej koncentracji związków azotowych w glebie – ekologiczna liczba wskaźnikowa azotu „N” może tracić swą „czułość”.

⁶ Allelopatia – wpływ jednego gatunku rośliny na drugi (lub rosnący po nim) za pośrednictwem związków chemicznych wydzielanych przez roślinę, lub pochodzących z jej rozkładu.

⁷ Fitofagi – zwierzęta roślinojerne przystosowane do pobierania i przyswajania żywych części roślin.

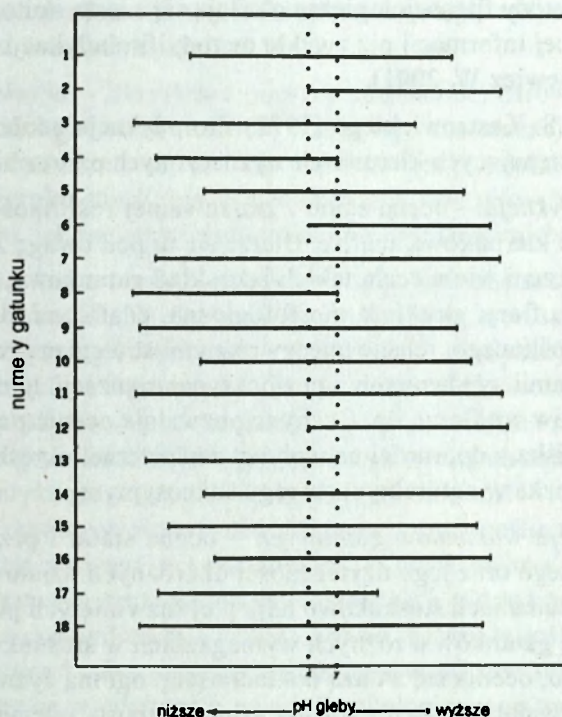


Ryc. 3. (a) Amplituda fizjologiczna i ekologiczna gatunków roślin, (b) reakcja gatunków na różne czynniki wzdłuż gradientów środowiskowych (Whittaker 1956 zmienione, Falińska 1995); gatunki stenotopowe – przystosowane do specyficznych warunków życia; gatunki eurytopowe – przystosowane do różnych warunków życia, wszędobylskie (a) Physiological and ecological amplitude of plant species, (b) reaction of plant species on different factors along environmental gradients (Whittaker 1956 modified, Falińska 1995); stenotopic species – plant species adapted to specific ecological conditions; eurytopic species – plant species adapted to different ecological conditions

zwierciadła stosunek gatunku do czynników abiotycznych, a druga do sąsiadów, a więc ukazuje możliwości współbywania z innymi gatunkami w danym miejscu (Falińska 1997; Grime 1985; Harper, White 1970; Lindacher 1995).

Oddziaływania te zakreślają ramy ekologicznie dopuszczalnych możliwości życiowych populacji gatunków współbywających w przyrodzie. Ramy te są zazwyczaj węższe niż rzeczywiste amplitudy potencjalnych możliwości życiowych, określonych w laboratorium w próbach wazonowych (ryc. 3). To, że w warunkach naturalnych rośliny inaczej reagują na zmienne środowiska niż w laboratorium lub w tzw. czystych hodowlach, okazało się główną zaletą metod fitoindykacyjnych, gdyż pozwoliło na ocenę środowiska zgodną z wymaganiami i potrzebami jego biotycznej składowej. Znaczenie tego rodzaju ocen udowodniła przede wszystkim praktyka rolnicza. Już dziś w wielu krajach europejskich i pozaeuropejskich coraz powszechniej zastępuje się metody analityczno-pomiarowe metodami fitoindykacyjnymi w rolnictwie, leśnictwie, gospodarce wodnej itp., jako bardziej „zgodnych” z rzeczywistością przyrodniczą, z którą rolnik czy leśnik mają do czynienia (por. rozdz. 2).

Diagnozowanie warunków środowiska abiotycznego na podstawie występowania określonych gatunków roślin wskaźnikowych o znanych wymaganiach ekologiczno-siedliskowych na ogół wahających się w ograniczonym zakresie jest podstawą podejścia autekologicznego. W metodzie



Ryc. 4. Porównanie wartości wskaźnikowej zbiorowiska roślinnego z tolerancją ekologiczną gatunków tworzących to zbiorowisko względem odczynu gleby-pH (źródło: Küchler, Zonneveld 1988)

Comparison of indicator value of a plant community with the ranges of tolerance of the component species in relation to reaction - pH (source: Küchler, Zonneveld 1988)

synekologicznej wskaźnikami nie są gatunki roślin, lecz ich zbiorowiska. Okazało się mianowicie, że amplituda ekologiczna (czyli zakres tolerancji zbiorowisk roślinnych) jest z reguły węższa niż poszczególnych gatunków; zbiorowiska są zatem czulszymi wskaźnikami warunków środowiska niż poszczególne gatunki (ryc. 4).

Znając wymagania ekologiczne zbiorowisk roślinnych można określić natężenie czynników siedliskowych o wiele precyzyjniej, a zwłaszcza pewniej, niż było to możliwe za pomocą samych gatunków. Nie wyklucza to oczywiście możliwości dalszego stosowania metody autekologicznej, stanowi jednak cenne jej uzupełnienie i pogłębienie. Indykacja geobotaniczna może dotyczyć nie tylko diagnozy warunków siedliska, tj. czynników klimatycznych, glebowych hydrologicznych itp., ale również rodzaju i natężenia oddziaływań czynników na biosferę. Ma to szczególne znaczenie właśnie dziś, wobec wzrastającego zagrożenia naturalnego środowiska oraz konieczności jego ochrony i świadomego kształtowania. Tutaj także syne-

kologiczne metody fitosocjologiczne okazują się często skuteczniejsze i dostarczają więcej informacji niż zwykle metody fitoindykacji autekologicznej (Matuszkiewicz W. 2001).

Według A.S. Kostrowickiego (1972) fitoindykacja geobotaniczna rozwija się w następujących kierunkach wyznaczonych przez obiekt indykacji:

a) *autoindykacja* – ocena stanu i zmian samej roślinności poprzez jej szczegółową i kierunkową analizę. Bierze się tu pod uwagę zmiany w czasie i w przestrzeni wielu cech, takich jak: skład gatunkowy, częstotliwość występowania flory, struktura morfologiczna, edaficzna, demograficzna zbiorowiska roślinnego, relacje między różnymi strategiami rozwoju, wśród nich chorii i gamii, typ hemerobii, poziom synantropizacji, tj. udział antropofitów i apofitów we florze itp. Cechy te pozwalają ocenić poziom antropizacji zbiorowiska, odporności na wpływy zewnętrzne, określić miejsce danego zbiorowiska w naturalnym szeregu sukcesyjnym.

b) *indykacja warunków glebowych* – ocena stanu i przemian środowiska glebowego oraz jego użyteczności dla różnych działów gospodarki. W tego typu badaniach stosunkowo najlepiej rozwiniętych poprzez analizę porównawczą gatunków o różnych wymaganiach w stosunku do środowiska glebowego, ocenia się z dużą dokładnością: ogólną żyzność gleby, zawartość przyswajalnego przez rośliny azotu, humusu, odczyn gleby i podglebia, stopień zasolenia gleb itp. Zaletą pedoindykacji geobotanicznej jest to, że ocenia ona środowisko glebowe dla roślin i zwierząt poprzez rośliny, a więc bezpośredniego użytkownika.

c) *hydroindykacja* – obejmuje dwa odrębne działy, posługujące się odmiennymi metodami. Pierwszy obejmuje fitohydroindykację wód podziemnych, górnych poziomów wodonośnych. Badania fitoindykacyjne wód otwartych uprawiane głównie przez hydrobiologów, mają na celu ocenę zmian składu chemicznego wód, stopnia ich zanieczyszczenia i ewentualnych kierunków melioracji i użytkowania. Natomiast przedmiotem zainteresowania lithydroindykacji geobotanicznej jest nie tylko jakość wód głębinnych, a zwłaszcza podpowierzchniowych (w zasięgu dostępności dla roślin, z uwzględnieniem siły ssącej korzeni), lecz i kierunki oraz szybkość przepływu tych wód oraz powstawanie i utrwalanie się podpowierzchniowych obszarów o różnym stopniu uwilgocenia. Metody i techniki hydroindykacji geobotanicznej są dobrze opracowane i stosowane zarówno w hydrologii, jak i w badaniach siedliskowo-wodnych.

d) *termoindykacja* – ocena właściwości klimatu lokalnego, ale także cech makroklimatycznych (np. stopnia kontynentalizmu klimatu) obejmująca takie zmienne jak: wielkość dopływu energii promienistej do warstwy biologicznie czynnej, wartość średnich temperatur efektywnych okresu

wegetacyjnego i w skali roku, rola ewapotranspiracji, wpływ sezonowych zmian warunków termicznych i in.

e) *litoindykacja* – określenie poprzez roślinność, zarówno w sposób bezpośredni jak i pośredni, struktury fizycznej i chemicznej podłoża litologicznego. U nas kierunek ten nie jest rozwijany, natomiast w innych krajach jest szeroko stosowany w poszukiwaniu wód pitnych, płytko położonych kopalin, jak też przy trasowaniu dróg szybkiego ruchu.

f) *chemoindykacja* – ocena zawartości różnych substancji w środowisku i w samych roślinach. Badania tego rodzaju są szeroko prowadzone w świecie i dotyczą głównie trzech zagadnień: 1) indykacji zanieczyszczeń chemicznych w środowisku, 2) indykacji właściwości kumulacyjnych i detoksykacyjnych poszczególnych gatunków roślin i zbiorowisk roślinnych. Należy podkreślić, że z powodów praktycznych najsilniej rozwija się obecnie indykacja poziomu zanieczyszczeń na podstawie analizy akumulacji poszczególnych pierwiastków w organizmach roślinnych. Wytypowano już i przetestowano wiele gatunków, głównie mchów – akumulatorów zanieczyszczeń, szczególnie metali ciężkich (Grodzińska 1978a, b) oraz opracowano standardowe metody zbioru materiału roślinnego i jego analiz chemicznych. Ze względu jednak na specyficzne traktowanie gatunków roślinnych w oderwaniu od ich tła ekologicznego ten rodzaj indykacji nie należy do grupy metod geobotanicznych.

g) *sanoindykacja* – ocena właściwości zdrowotnych naturalnych i wtórnych układów roślinnych, jak też uzyskiwanych z nich produktów spożywczych i surowców leczniczych. Sanoindykacja jest właściwie działem chemoindykacji, jednakże ze względu na to, że obejmuje również wpływy fizyczne i biologiczne na organizm ludzki (oraz zwierząt hodowlanych) wydziela się ją jako odrębny typ oceny. Kierunek ten nabiera coraz większego znaczenia ze względu na pogarszający się stan zdrowotny społeczeństwa spowodowany zanieczyszczeniami środowiska (Krzymowska-Kostrowicka 1997).

h) *fitoindykacja krajobrazowa*, zwana niekiedy areoindykacją lub błędnie fitoindykacją przestrzenną, ma na celu ocenę struktury, funkcjonowania, poziomu odkształcenia i degradacji krajobrazu. Kierunek ten ma podstawowe znaczenie w ocenie konsekwencji wszelkiego rodzaju działań w przestrzeni, w rekultywacji i kształtowaniu krajobrazu, planowaniu przestrzennym itp. Metody fitoindykacji krajobrazowej są znane lecz rzadko stosowane w praktyce preferując standardowe rozwiązania sprzed kilkudziesięciu lat. Wydaje się, że badania w omawianym kierunku należałoby zintensyfikować ze względu na ich bezsprzeczną przydatność praktyczną i duże walory poznawcze.

i) *fitoindykacja kulturowa* – cały szereg zagadnień, w rozwiązywaniu których wskaźniki roślinne są pomocne, takich np. jak fitoindykacja archeologiczna, estetyczna, a nawet tak humanistyczne kierunki jak: oceny walorów edukacyjnych, patriotycznych, symbolicznych, religijnych krajobrazów wizualnych lub ich fragmentów. Kierunki te propagowane przez architektów krajobrazu (oraz archeologów i historyków) nie są jeszcze w pełni wykształcone, mimo ewidentnych potrzeb społecznych, co wynika jak można sądzić, z niedostatecznej, a nieraz nieumiejętnej współpracy przyrodników i humanistów.

Przedstawiona wyżej klasyfikacja ma charakter analityczny i została oparta na różnicach obiektu indykacji. Badania prezentowane w niniejszej pracy dotyczą głównie czterech pierwszych (a–d), wyznaczonych przez obiekt indykacji, kierunkach. Można mieć również do czynienia z innym może bardziej syntetycznym podziałem typu: fitoindykacja rolnicza, łąkarska, leśna, wodna, urbanistyczna, itp. Oba ujęcia klasyfikacyjne nie są ze sobą sprzeczne, lecz raczej się uzupełniają.

Na stronach tej rozprawy będą powtarzały się pewne terminy, które do dzisiaj jeszcze są dyskutowane w podręcznikach z zakresu ekologii roślin i fitosocjologii, nie mniej jednak przyjęto definicje, które będą obowiązywały w tej pracy, a które, wydaje się najlepiej określają ich sens taksonomiczny i ekologiczny, a jednocześnie nie są sprzeczne z przyjętym założeniem badań:

– *populacja gatunku* – wszystkie osobniki jednego gatunku wchodzące w skład fitocenozy (zbiorowiska) (Rabotnow 1985),

– *zbiorowisko roślinne (fitocenoza)* – jest to podstawowa jednostka roślinności o powtarzalnej strukturze przestrzennej i gatunkowej utworzona przez populacje różnych gatunków roślin pozostających ze sobą w różnych zależnościach i wykorzystujących wspólnie wykształcone przez siebie i zoocenozę siedlisko czyli biotop (Faliński 1986),

– *środowisko* – całokształt warunków działających na jednostkę biologiczną (osobnik, populacja, zbiorowisko) (Matuszkiewicz W. 1981, 2001),

– *siedlisko* – zespół fizycznogeograficznych warunków środowiska abiotycznego niezależnych od biocenozy (Matuszkiewicz W. 2001),

– *jednostka syntaksonomiczna (syntakson)* – jednostka systematyczna bez względu na rangę w hierarchicznie ujętym florystyczno-fitosocjologicznym systemie zbiorowisk roślinnych według zasad Braun-Blanqueta (Matuszkiewicz W. 2001),

– **charakterystyczna kombinacja gatunków syntaksonu** – jest to zestaw jego wszystkich gatunków charakterystycznych i wyróżniających oraz gatunków towarzyszących o najwyższych stopniach stałości, tzn. występujące częściej niż w 60% fitocenozy danego syntaksonu (Matuszkiewicz W. 2001),

– **gatunek charakterystyczny** – jakiegoś syntaksonu – gatunek, który na pewnym terytorium ma punkt ciężkości występowania w danym syntaksonie w porównaniu z wszystkimi innymi syntaksonami, tzn.: 1) występuje wyłącznie lub prawie wyłącznie w fitocenozach danego syntaksonu, 2) posiada istotnie wyższy, stopień stałości w danym syntaksonie, 3) występuje z wyraźnie większą liczebnością lub pokrywaniem, 4) osiąga większy stopień żywotności (Matuszkiewicz W. 2001).

„Każda roślina odznacza się specyficznym ustrojem ekologicznym, czyli kompleksem właściwości morfofizjologicznych, ułatwiających, a często nawet umożliwiających jej bytowanie w określonych warunkach środowiska”.....

Zbigniew Podbielkowski (1991)

4. PRZEGLĄD SKAL I METOD STOSOWANYCH W FITOINDYKACJI GEOBOTANICZNEJ

Różne przystosowania gatunków roślin do środowiska: forma, życiowa, budowa anatomiczna, budowa kwiatu i jego barwa, okres kwitnienia – istotne z punktu widzenia zapylania, a także sposób rozprzestrzeniania związany z budową diaspor (tzw. cechy demograficzne) są podstawą wielu klasyfikacji znanych w literaturze (Podbielkowski 1991; Falińska 1997; Motyka 1962; Kershow 1978; Remmert 1985). Te przystosowania powodują, że gatunki roślin mają określone spektra występowania w środowisku fizycznogeograficznym i z tego powodu mogą być wskaźnikami warunków środowiska, w których bytują. Opisują te wymagania różne skale ekologiczne opracowane dla wielu gatunków roślin (Ellenberg i in. 1991; Landolt 1977; Ramienskij i in. 1956; Zarzycki 1984; Zarzycki i in. 2002).

W prezentowanej pracy podstawowym narzędziem fitoindykacji geobotanicznej są skale charakteryzujące właściwości samych gatunków roślin naczyniowych opisane symbolami, oraz ich relacje do warunków środowiska geograficznego wyrażone liczbami wskaźnikowymi. Te cechy decydują o tym, że gatunki roślin występując w określonym miejscu, są „bezpieczne”, wygrywają konkurencję z sąsiadami, lepiej „czują” się w sąsiedztwie jednych, a inne są dla nich nieprzyjazne.

Jednym z podstawowych opracowań wykorzystanych w prezentowanej rozprawie jest PHANART *Database of Centraleuropean Vascular Plants* (Lindacher 1995). Baza danych dotyczy 7300 taksonów (gatunków) roślin naczyniowych środkowej Europy, z których każdy został scharakteryzowany na podstawie 44 cech, poddanych porządkowaniu różnego typu. Z najważniejszych trzeba wymienić klasyfikacje, których podstawą są przystosowawcze cechy morfoanatomiczne, w tym – po raz pierwszy

Tabela 1. Wykaz najczęściej stosowanych klasyfikacji cech i wskaźnikowych skal gatunków roślin*

Symbol	Klasyfikacje i skale	Źródło oryginalne
Przystosowawcze cechy morfoanatomiczne		
LF	forma życiowa	Ellenberg in. (1991)
BA	trwałość liści	Ellenberg in. (1991)
AB	budowa anatomiczna	Ellenberg (1979)
Cechy demograficzne		
VT	typ rozsiewania (choria)	Dull i Kutzelnigg (1986), Kostrowicki (dane npubl.)
BT	typ zapylania (gamia)	Dull i Kutzelnigg (1986), Kostrowicki (dane npubl.)
BZ	okres kwitnienia	Rothmaler (1987a, b)
Cechy geobotaniczne		
SOG	przynależność socjo-ekologiczna	Kunick (1974)
SOZIO	przynależność fitosocjologiczna	Matuszkiewicz (2001)
Areal	zasięg geograficzny (fitogeografia)	Oberdorfer (1983), Rothmaler (1986), Frank, Klotz (1990)
EZ	geneza historyczno-ekologiczna	Sukopp i in. (1982), Kowarik (1988)
Miary odporności gatunków		
HMR	typ hemerobii	Kowarik (1988)
ST_G	typ strategii życia roślin	J.P. Grime (1979); Frank, Klotz (1990)
FW	wartość paszowa	Klapp et al (1953)
Gatunkowe skale klimatyczne		
L	światło	Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002))
T	temperatura	Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002)
K	stopień kontynentalizmu	Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002))
Gatunkowe skale warunków glebowych		
F	wilgotność	Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002)
R	kwasowość	Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002)
N	zawartość azotu	Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002)
H	zawartość humusu	Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002)
D	zwięzłość i przewietrzanie	Landolt (1977); Zarzycki i in. (2002)
S	zawartość soli	Ellenberg i in. (1991); Zarzycki i in. (2002)
SMR	zawartość metali ciężkich	Ellenberg i in. (1991); Zarzycki i in. (2002)
Z R	skala uwilgocenia	Ramienski i in. (1956)
BZ R	skala bogactwa i zasolenia gleby	Ramienski i in. (1956)
PD R	skala degradacji pastwisk	Ramienski i in. (1956)
ZZ R	skala zmienności uwilgocenia	Ramienski i in. (1956)
A R	skala aluwialności	Ramienski i in. (1956)

* Opracowano na podstawie: Lindacher red. 1995; Frank, Klotz 1990; Ramienski i in. 1956; Sobolev, Utekhin 1973; Whittaker red. 1973; Zarzycki i in., 2002; Matuszkiewicz W., 2001; Kostrowicki (dane npubl., IG i PZ PAN).

kodowane – cechy demograficzne gatunków, tzn. typ rozsiewania i zapyłania, a także klasyfikacje związane z genezą ekologiczną roślin, ich przynależnością fitosocjologiczną fitogeograficzną i socjo-ekologiczną. Wymagania gatunków, jako wskaźników warunków środowiska przyrodniczego zawierają ekologiczne skale gatunkowe Ellenberga i in. (1991) i Landolta (1977). Dzięki takiej kompilacji danych (tab. 1) to zestawienie – obok wykazu liczb wskaźnikowych Zarzyckiego i in. (2002) – będzie wykorzystywane w analizach fitoindykacyjnych prezentowanych w tym opracowaniu. Uzupełniono je danymi z opracowania D. Franka i S. Klotza (1990), W. Rothmalera (1987a, b) oraz polskiej literatury publikowanej (Podbielkowski 1991; Falińska 1997) i danych niepublikowanych opracowanych przez A.S. Kostrowickiego (dostępnych w Zakładzie Geoekologii i Klimatologii IG I PZ PAN).

Pierwsza grupa cech dotyczy przystosowań morfologiczno-anatomicznych i fizjologicznych gatunków (tab. 2–6), tu też mieszczą się cechy odpornościowe na wpływy antropogeniczne (tab. 7 i 8). Druga – związana jest z wymaganiami siedliskowymi tzw. amplitudą ekologiczną, czyli spektrum występowania gatunków roślin w określonych warunkach środowiska fizycznogeograficznego. Amplituda ekologiczna każdego gatunku jest ilościowo określona (zdefiniowana) za pomocą tzw. skal ekologicznych (tab. 12–19), o których będzie mowa w dalszej części rozdziału. Cechy przystosowawcze dotyczące samych gatunków roślin, jak i ich relacje do warunków siedliskowych są podstawą ich klasyfikacji fitosocjologicznej (Matuszkiewicz W. 2001), socjo-ekologicznej i fitogeograficznej, a także genezy ekologicznej (tab. 9–11). Symbole dla cech charakteryzujących gatunki roślin przyjęto według stosowanej w bazie danych PHANART (Lindacher 1995) – tab. 1–19.

Nazewnictwo gatunków roślin przyjęto według *Klucza do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej* L. Rutkowskiego (1998).

4.1. KLASYFIKACJE GATUNKÓW ROŚLIN NA PODSTAWIE ICH CECH DIAGNOSTYCZNYCH – SKALE JAKOŚCIOWE

4.1.1. KLASYFIKACJE GATUNKÓW ROŚLIN NA PODSTAWIE PRZYSTOSOWAWCZYCH CECH MORFOANATOMICZNYCH I FIZJOLOGICZNYCH

FORMA ŻYCIOWA [LF]

Formy życiowe, są to morfologiczne typy roślin będące wyrazem ich przystosowania do środowiska (Motyka 1962; Falińska 1997). Najczęściej stosowana jest klasyfikacja ekologiczna roślin C. Raunkiaera (1934), uzupełniona i zmodyfikowana przez E. Oberdorfera (1983) i H. Ellenberga

(Ellenberg i in. 1991). Podstawowym kryterium tej klasyfikacji jest położenie pąków odnawiających względem powierzchni gleby (nadziemne lub podziemne), co pozwala im przetrwać niekorzystne warunki klimatyczne (np. przymrozki lub suszę). Na podstawie udziału gatunków o różnych formach życiowych można określić tzw. spektrum biologiczne zbiorowiska roślinnego. Spektra te określają stopień przystosowania roślin do istniejących warunków klimatycznych i mogą być przydatne w analizie porównawczej zbiorowisk roślinnych zależnych od różnych warunków środowiskowych (Falińska 1997). Formy życiowe roślin opisane zostały w wielu podręcznikach z zakresu ekologii roślin (m.in. Kornaś, Medwecka-Kornaś 2002; Szafer 1964; Falińska 1997). W tabeli 2 zasygnalizowano tylko główne informacje dotyczące tej klasyfikacji.

Tabela. 2. Forma życiowa [LF] – klasyfikacja ekologiczna według podstaw Raunkiaera (1934)*

Symbol	Nazwa	Charakterystyka
1 [P] **	fanerofity (jawnopączkowe)	pączki odnawiające znajdują się na pędach powietrznych ponad 25 cm nad powierzchnią gleby (nie korzystają w zimie z osłony śniegu), należą tu drzewa i krzewy o wysokości nie mniejszej niż 5 m
2 [N]	nanofanerofity	niskie drzewa i krzewy o wysokości między 0,5–5m
3,4 [Z, C]	chamefity (niskopączkowe)	pączki odnawiające znajdują się nad ziemią w dolnych częściach pędów, nie wyżej niż 25 cm nad powierzchnią gleby (chronione są w zimie przez ściółkę lub śnieg) – niskie krzewinki, półkrzewy, rośliny poduszkowe, nie wyższe niż 0,5 m wysokości
5 [H]	hemikryptofity (naziemnopączkowe)	pączki odnawiające umieszczone są równo z powierzchnią gleby i chronione przez żywe lub obumarłe liście odziomkowe, ściółkę lub zewnętrzną warstwę gleby – kępy traw, wiele gatunków leśnych, stepowych i łąkowych strefy umiarkowanej
6 [G]	geofity (skrytopączkowe)	pączki ukryte są w ziemi, (głębokie umieszczenie pączków chroni je przed suszą i niskimi zimowymi temperaturami) 0 w Polsce są to gatunki runa lasów liściastych, jako składniki ich wiosennej flory, wytwarzają kłącza, cebule pochodzenia pędowego, lub cebule pochodzenia korzeniowego
7 [T]	terofity (rośliny jednoroczne)	przeżywają krytyczną porę roku w postaci nasion - gatunki miejsc zaburzonych przez czynniki naturalne i antropogeniczne
8 [A]	hydrofity	rośliny wieloletnie, zakorzenione z liśćmi całkowicie zanurzonymi

E [ep]	epifity	gatunki roślin samożywnych osiedlające się na innych roślinach. Ich pączki odnawiające znajdują się wysoko nad ziemią podobnie jak u fanerofitów; są to najczęściej niewielkie rośliny zielne o specjalnych przystosowaniach umożliwiających zachowanie wody w trudnych warunkach życia na drzewach – nadrzewne storczyki, paprocie występujące w klimacie gorącym i wilgotnym
L [li]	liany	rośliny wijące i czepne; w strefie umiarkowanej rzadkie – winobluszcz, bluszcz, wiciokrzew pomorski oraz niektóre rośliny zielne i półkrzewy
H [hp]	półpaszożyty	wśród roślin kwiatowych, wytwarzają chlorofil i asymilują CO ₂ , z żywiciela czerpią wodę i sole mineralne – jemiola, szeleżnik
V [vp]	paszożyty	organizmy cudzożywne czerpiące pokarm z innego żywego organizmu, rośliny kwiatowe, np. kaniańka, łuskiewnik
S [s]	saprofity	organizmy cudzożywne odżywiające się gotowymi związkami organicznymi pochodzącymi z rozkładu martwych szczątków roślinnych lub zwierzęcych – głównie bakterie i grzyby, u wyższych roślin naczyniowych rzadko u pewnych roślin kwiatowych z rodziny gruszczkowatych i storczykowatych

* Opracowano na podstawie: Lindacher (1995); Falińska (1997). ** w kwadratowych nawiasach podano symbole stosowane w oryginalnej pracy Ellenberga (1979)

BUDOWA ANATOMICZNA [AB]

W zależności od wilgotności gleb określonego miejsca, mogą żyć w nim tylko takie rośliny, których gospodarka wodna i związany z nią ustrój ekologiczny „pasują” do lokalnych warunków, a więc takie, które dysponują odpowiednim zespołem przystosowań. Na tej podstawie H. Ellenberg (1979) zakwalifikował gatunki roślin do sześciu grup w odniesieniu do wody jako czynnika siedliskowego (tab. 3).

Tabela 3. Budowa anatomiczna roślin [AB]*

Symbol	Nazwa	Charakterystyka
1 – [hd]**	hydromorfy	rośliny wodne
2 – [he]	helomorfy	rośliny bagienne
3 – [hg]	hygromorfy	rośliny występujące na siedliskach stale wilgotnych
4 – [m]	mesomorfy	rośliny występujące na siedliskach umiarkowanie zaopatrzonych w wodę
5 – [sk]	skleromorfy	rośliny występujące na siedliskach ubogich w wodę
6 – [su]	sukulenty	rośliny mające rozwiniętą tkankę wodną, w której gromadzą i magazynują wodę

* Opracowano na podstawie: Ellenberg (1979); Lindacher (1995). ** W kwadratowych nawiasach podano symbole stosowane w pracy Ellenberga (1979)

TRWAŁOŚĆ LIŚCI [BA]

Podstawą klasyfikacji trwałości liści jest okres, w którym gatunki roślin posiadają zielone liście (Ellenberg i in. 1991) – tab. 4.

Tabela 4. Trwałość liści [BA]*

Symbol	Charakterystyka
1 – [I]	gatunki roślin o liściach wiecznie zielonych
2 – [W]	gatunki roślin o liściach zimozielonych
3 – [S]	gatunki roślin o zielonych liściach latem i tylko w ciepłych porach roku
4 – [V]	gatunki o liściach zielonych w okresie od przedwiośnia do wczesnego lata

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Lindacher (1995). ** W kwadratowych nawiasach podano symbole stosowane w oryginalnej pracy Ellenberga i in. (1991)

TYP ROZSIEWANIA – CHORIA [VT]

Zależnie od podstawowych czynników: sił rośliny macierzystej, ciężkości diaspor, wykorzystania mechanizmów balistycznych biorących udział w rozprzestrzenianiu diaspor, wiatru, wody, zwierząt i człowieka P. Müller-Schneider (1983) oraz R. Düll i L. Kutzelnigg (1986) wyróżnili sześć podstawowych sposobów rozsiewania roślin (tab. 5). Wyczerpującą charakterystykę flory środkowoeuropejskiej pod względem typów rozsiewania zawiera opracowanie D. Franka i S. Klotza (1988). Uzupełnienia dla flory polskiej zestawili A.S. Kostrowicki (dane niepublikowane IG i PZ PAN).

Tabela 5. Typ rozsiewania – chorii [VT]*

Symbol	Pełna nazwa	Charakterystyka
[1]	autochoria	samosiewność
[1.1]	<i>blastochoria</i>	wykorzystanie mechanizmu wzrostu pędów
[1.2]	<i>ballochoria</i>	wykorzystanie mechanizmu balistycznego, który odrzuca diasporę od rośliny macierzystej
[1.3]	<i>herpochoria</i>	wykorzystanie mechanizmu powodującego pełzający ruch diaspor
[1.4]	<i>baraautochoria</i>	gatunki samosiewne (np. nierównomierne wysychanie tkanek, wykorzystanie ruchów higroskopowych i kohezyjnych)
[2]	barochoria	rozprzestrzenianie tylko pod wpływem ciężkości diaspor bez ich wyraźnych przystosowań do rozsiewania
[3] w**	anemochoria	wiatrosiewność
[3.1]	<i>meteorochoria</i>	diaspory unoszą się w powietrzu (lotnicy, szybownicy) mają różne urządzenia, które zwalniają opadanie diaspor
[3.2]	chamaechoria	diaspory pędzone są po podłożu (tzw. biegacze) – tworzą diasporę, które są zbyt ciężkie by podróżowały w powietrzu, ale po opadnięciu na ziemię poddają się podmuchom wiatru i są toczone na znaczne odległości od rośliny macierzystej

[3.3]	<i>baleochoria</i>	diaspory wysypywane są z poruszanych z wiatrem owoców, wyrzucane w powietrze za pomocą mechanizmów balistycznych i są wprawiane w ruch przez wiatr
[4] <i>h</i>	hydrochoria	wodosiewność
[4.1]	<i>nautoochoria</i>	rośliny, których diaspory pływają i w ten sposób mogą być przenoszone przez wodę
[4.2]	<i>ombrochoria</i>	roślina korzysta z deszczu jako środka transportu diaspor
[5]	zoochoria	rozsiwanie przez zwierzęta
[5.1]	dyszoochoria	przypadkowe rozsiwanie diaspor podczas ich konsumpcji przez zwierzęta
[5.2]	rhipsozoochoria	rozsiwanie diaspor o bardziej skomplikowanej budowie – po ich spreparowaniu, wyrzucanie resztek przez zwierzęta
[5.3] <i>a</i>	synzoochoria	przenoszenie diaspor celowo przez zwierzęta gromadzące zapasy (np. przez mrówki – „myrmekochoria”)
[5.4]	stomatozoochoria	przenoszenie diaspor w narządach gębowych zwierząt
[5.5]	endozoochoria	przenoszenie diaspor w przewodzie pokarmowym zwierząt
[5.6] <i>e</i>	epizoochoria	rozsiwanie diaspor przyczepiających się do ciała zwierząt
[6]	antropochoria	rozsiwanie diaspor przez człowieka
[6.1]	<i>etelochoria</i>	rozsiwanie diaspor roślin użytkowych hodowanych w ogrodach
[6.2]	<i>speirochoria</i>	rozsiwanie diaspor chwastów, z powodu braku możliwości oddzielenia ich od ziarna siewnego
[6.3]	<i>agochoria</i>	przenoszenie diaspor z różnymi towarami i innym majątkiem człowieka

* Opracowano na podstawie: Dull i Kutzelnigg (1986); Lindacher (1995); Podbielkowski, Podbielkowska (1992)

**Symbole pochodzą z opracowania Franka i Klotza (1990) – na podstawie Rothmalera (1986)

TYP ZAPYLANIA – GAMIA [BT]

Klasyfikacja H. Küglera (1970) oraz R. Düll i L. Kutzelnigga (1986), uzupełniona przez A.S. Kostrowickiego (dane npubl.) wyróżnia cztery podstawowe sposoby zapylania związane z budową kwiatu; są to: wodopylność, wiatropylność, zwierzęcopylność, samopylność (tab. 6).

Wyczerpującą charakterystykę flory środkowoeuropejskiej pod względem typów rozsiwania zawiera opracowanie D. Franka i S. Klotza (1990). Uzupełnienia dla flory polskiej zestawili A.S. Kostrowicki (dane niepublikowane IG i PZ PAN).

Tabela 6. Typ zapylania – gamii [BT]*

Symbol	Pełna nazwa	Charakterystyka
[1] h**	hydrogamia	wodpylność; woda jako środek transportu przenoszący pyłek
[1.1]	<i>hiphydrogamia</i> (<i>hydrogamia</i>)	woda bierze udział w zapylaniu kwiatów zanurzonych w wodzie
[1.2]	<i>ephydrogamia</i> (<i>hydrogamia nawodna</i>)	woda bierze udział w zapylaniu kwiatów, które znajdują się na jej powierzchni
[2] w	anemogamia	wiatropylność
[2.1]	<i>Immotiflorae</i>	nieruchome kwiaty, pyłek wywiewany jest bezpośrednio z otwartych woreczków pyłkowych
[2.2]	<i>Longistamineae</i>	długopręcikowe, sztywno siedzące na łodydze kwiaty, pręciki opatrzone są bardzo długimi i wiotkimi nitkami, poruszane podmuchami wiatru wyrzucają pyłek na wszystkie strony
[2.3]	<i>Amentiflorae</i>	kotkowe o kwiatach zebranych w kotki – silnie wydłużone kwiatostany o bardzo wiotkiej osi, zwisające, zatem łatwo poruszane przez wiatr
[2.4]	<i>Penduliflorae</i>	o kwiatach i kwiatostanach nie kotkowych, zwisających, łatwo poruszanych przez wiatr
[2.5]	<i>Explodiflorae</i>	o pręcikach eksplodujących, które w kwiecie są początkowo zgięte, ale w czasie rozwijania kwiatów rozprostowują się gwałtownie, wskutek czego pyłek zostaje wyrzucony z pylników
[3] i	zoidiogamia	zwierzęcopylność, zapylanie przez zwierzęta przede wszystkim przez owady, ale także ssaki, ptaki, a w nielicznych przypadkach przez ślimaki
[4] s	autogamia	samopylność

* Opracowano na podstawie: Dull, Kutzelnigg (1986); Lindacher (1995); Podbielkowski, Podbielkowska (1992). ** Symbole pochodzą z opracowania Franka i Klotza (1990) – na podstawie Rothmalera (1986)

4.1.2. KLASYFIKACJE GATUNKÓW NA PODSTAWIE KRYTERIÓW ZACHOWAŃ WOBEC ANTROPOGENICZNYCH I NATURALNYCH ODDZIAŁYWAŃ ŚRODOWISKOWYCH

TYP HEMEROBII [HMR]⁸

Koncepcja stopni hemerobii wprowadzona została przez J. Jalasa (1955), a następnie rozbudowana przez H. Sukoppa (1972). Według definicji H. Sukoppa (1976) hemerobia to ogół skutków, które zachodzą w ekosystemach w wyniku zamierzonego lub niezamierzonego wkroczenia do nich człowieka. Stopień hemerobii gatunku określa jego zdolność do wegetacji na siedliskach o określonej presji człowieka. Zakres wrażliwości gatunków na oddziaływania antropogeniczne został przez H. Sukoppa (1976) podany w skali sześciostopniowej (tab. 7).

⁸ Klasyfikacja według typów hemerobii jest skalą „pseudoiłościową”, a nie jakościową. Jednak ze względu na przyjęte kryteria zachowań gatunków umieszczono ją łącznie ze skalą jakościową – typów strategii życia roślin.

Tabela 7. Typ hemerobii [HMR]*

Symbol	Pełna nazwa	Charakterystyka
[1], [2] o**	oligohemerob	podlegający słabym oddziaływaniom człowieka; minimalnie zmienione lasy, łąki halofilne, torfowiska
[3], [4] m	mesohemerob	podlegający umiarkowanym działaniom człowieka; roślinność półnaturalna, zagospodarowane bory sosnowe i mieszane, zdegradowane lasy liściaste, pastwiska, murawy kserotermiczne i piaszkowe, zbiorowiska nawodne i wodne (ze względu na stan zanieczyszczenia zbiorników i cieków),
[5], [6], [7], [8] b,c	euhemerob	podlegający silnym oddziaływaniom antropogenicznym (fitocenozy ruderalne i segetalne)
[9] p	polyhemerob	podlegający bardzo silnym oddziaływaniom antropogenicznym; roślinność występująca na siedliskach o tak silnej koncentracji czynników antropogenicznych cechuje się wysokim stopniem specjalizacji i pionierskim charakterem (wysypiska, śmieci, hałdy, gruzowiska),
[0]	obojętny	szeroki zakres wrażliwości gatunków na oddziaływania antropogeniczne

* Opracowano na podstawie: Frank, Klotz (1990); Kowarik (1988); Lindacher (1995)

** Symbole pochodzą z opracowania Franka i Klotza (1990)

Klasyfikację flory Niemiec Wschodnich według typu hemerobii podał J. Kowarik (1988). Stopień hemerobii jest określony dla poszczególnych gatunków roślin, niezależnie od ich cech biologicznych. Konsekwencją takiego podejścia jest uznanie hemerobii za czynnik ekologiczny, co znalazło wyraz w rozszerzeniu zestawu „ekologicznych liczb wskaźnikowych” H. Ellenberga (np. 1979) o „wartość wskaźnikową hemerobii” (Kowarik 1988), która znalazła się również wśród 44 innych parametrów bazy danych „Phanart” (Lindacher 1995).

TYP STRATEGII ŻYCIA ROŚLIN [STR]

Mianem strategii życiowych określa się genetycznie uwarunkowane cechy osobników zapewniające gatunkom utrzymanie się w określonym środowisku. Są to: wielkość, typ wzrostu, tempo rozwoju ontogenetycznego, płodność, długowieczność i podstawowe procesy życiowe – trwanie, wzrost, rozwój i reprodukcja (Grime 1977). Jak pisze K. Falińska (1997) „*poznanie strategii adaptacyjnych, które wykształciły się u roślin oraz odniesienie tych strategii do procesów determinujących strukturę i kompozycję gatunków roślin jest jednym z zadań ekologii. Warto przypomnieć, że adaptację określa się jako zgodność (harmonię) między organizmem a środowiskiem*”.

Klasyfikacja S.O. Grime'a (1977) obejmuje trzy typy strategii rozwojowych w dorosłej fazie życia roślin. D. Frank i S. Klotz (1990) podali trzy typy strategii rozwoju dla flory Niemiec i sprecyzowali definicje dla typów: konkurencyjnego, stresu i ruderalnego (tab. 8).

Tabela 8. Typ strategii życia roślin [STR]*

Symbol	Pełna nazwa	Charakterystyka
[c]	typ konkurencyjny	drzewa, krzewy i ziołorośla (raczej nieruchliwe gatunki np. dąb) z wysoką siłą konkurencyjną, dzięki uwarunkowaniom morfologicznym i fizjologicznym; produkują niewielkie ilości dużych nasion; szybkie tempo przyrostu, tendencja do odkładania zbitej warstwy ściółki, długowieczne, częściej występujące w zbiorowiskach ustabilizowanych
[s]	typ stresu	gatunki szczególnie odporne na działanie stresu, znoszące zasolenie i koncentrację metali ciężkich w glebie, charakteryzują się niewielkimi rozmiarami, małym przyrostem biomasy, długowiecznością osobników. Strategia tego typu polega na wykorzystywaniu przez rośliny zasobów pokarmowych w krótkich okresach ich dostępności; odznaczają się małą plastycznością morfologiczną oraz dużą integracją funkcjonalną organów
[r]	typ ruderalny	ruchliwe gatunki pionierskie preferujące zaburzenia, najczęściej jednoroczne rośliny zielne, które ze względu na krótki okres życia a wysoką produkcję nasion zajmują pionierskie stanowiska, wolne od konkurencji (np. wysypiska, hałdy)
[c-r]	typ mieszany	rośliny są przystosowane do sytuacji, w której wpływ stresu jest niewielki, a konkurencję ograniczają zaburzenia
[s-r]	typ mieszany	gatunki roślin są przystosowane do lekko zaburzonych, ekstremalnych środowisk
[c-s]	typ mieszany	gatunki roślin są przystosowane do względnie niezaburzonych warunków i stresu o umiarkowanej intensywności
[c-s-r]	typ mieszany	gatunki roślin są przystosowane do środowisk, w których poziom konkurencji jest ograniczony przez umiarkowany stres i zaburzenia; zwykle nisko rosnące, lub tworzące rozety, o średniej długości życia, łatwo wykorzystujące nisze czasowo-przestrzenne

*Opracowano na podstawie: Grime 1979, 1985; Frank, Klotz 1990; Falińska 1997

Udział gatunków reprezentujących różne rodzaje strategii w danym zbiorowisku roślinnym informuje o szansach jego dalszego istnienia w warunkach określonych oddziaływań środowiskowych (antropogenicznych i naturalnych). Natomiast porównanie wartości otrzymanych w dwóch różnych okresach wskazuje na zmiany ogólnego poziomu zakłóceń, co

może powodować zmiany kierunku sukcesji wtórnej⁹. Ta klasyfikacja gatunków nie znalazła się w opracowaniu PHANART *Database...* (1995). Szerszy opis tej cechy diagnostycznej gatunków roślin znajdzie czytelnik w opracowaniu K. Falińskiej (1997).

4.1.3. KLASYFIKACJE GATUNKÓW ROŚLIN WEDŁUG KRYTERIÓW HISTORYCZNYCH, SOCJO-EKOLOGICZNYCH I FITOGEOGRAFICZNYCH

GENEZA EKOLOGICZNA [EZ]

Opracowania H. Sukoppa (Sukopp i in. 1982), J. Kowarika (1988), PHANART *Database...* (Lindacher 1995) oraz J. Kornasia, A. Medweckiej-Kornaś (2002), a także definicje B. Sudnik-Wójcikowskiej i B. Kożeniewskiej (1988), pozwoliły na określenie pochodzenia gatunków tzn. okresu, w którym powstały, lub pojawiły się one na danym terenie i dotyczy to okresu z przed i po XV wieku (tab. 9).

Tabela. 9. Geneza historyczno-ekologiczna gatunków [EZ] *

Symbol	Pełna nazwa	Charakterystyka
[1]	Gatunki rodzime (apofity)	gatunki roślin, które powstały na danym terenie lub przywędrowały nań spontanicznie i mogą tam istnieć nadal bez udziału człowieka
Gatunki obcego pochodzenia (antropofity)		
[2]	Archeofity	gatunki roślin obce naturalnej florzę danego obszaru, które znalazły się na nim i trwale zadamowiły przed końcem XV w
[3]	Neofity	gatunki roślin obcego pochodzenia przybyłe w czasach nowszych, po XV wieku, trwale
[4]	Efemerofity	„przybłądy” przejściowo zawlekane nie zadamowujące się trwale, eliminowane głównie przez czynniki klimatyczne

* Opracowano na podstawie: Kornas, Medwecka-Kornas (1986); Sudnik-Wójcikowska, Kożeniewska (1988)

GRUPY SOCJOLOGICZNO-EKOLOGICZNE [SOG]

W naturze socjologicznych grup gatunków leży to, że zawierają one także treść ekologiczną; ich różne amplitudy są uwarunkowane różnicami wymagań ekologicznych poszczególnych gatunków roślin. Przekształcenie grup socjologicznych w ekologiczne daje się dokonać przy założeniu, że mamy do dyspozycji dostateczną ilość odnośnych badań ekologicznych. Grupy socjologiczno-ekologiczne łączą przynależność fitosocjologiczną gatunków z ich wymaganiami ekologicznymi. Klasyfikacja ta opracowana została przez W. Kunicką (1974) – tab. 10. Taki system oparty na kryte-

⁹ Sukcesja wtórna – sekwencyjna zmienność kombinacji gatunkowych na miejscach wcześniej zasiedlonych przez roślinność, której struktura została zaburzona lub zniszczona (Clements 1916, za Falińską 1997).

riach fitosocjologiczno-ekologicznych został opracowany już dla Wschodnich Niemiec (Mahn 1965) i dla Holandii (von van der Maarel 1971). Te dwa kryteria wskazują z jednej strony na wymagania siedliskowe gatunku, a z drugiej, poprzez przynależność fitosocjologiczną, na współbytovanie z innymi.

Tabela 10. Grupy socjologiczno-ekologiczne gatunków roślin (SOG)*

Symbol	Charakterystyka
[01]	gatunki żyznych lasów liściastych i zarośli – rzędy: <i>Fagetalia</i> , <i>Prunetalia</i>
[02]	gatunki ubogich, kwaśnych lasów i borów mieszanych i ich zbiorowisk zastępczych: porębowych, psiar i wrzosowisk – związki: <i>Quercion</i> , <i>Epilobion</i> , rząd <i>Nardetalia</i>
[03]	gatunki azotolubnych żyznych okrajków i zarośli – związki: <i>Sambuco-Salicion</i> , <i>Alliarion</i>
[04]	gatunki ciepłolubnych okrajków – klasa: <i>Trifolio-Geranietea</i>
[05]	gatunki muraw piaskowych – klasy: <i>Corynephoretea</i> , <i>Sedo-Scleranthetea</i>
[06]	gatunki olsów i torfowisk niskich – związki: <i>Alnion</i> , <i>Magocaricion</i> , rząd: <i>Caricetalia nigrae</i>
[07]	gatunki wodne, szuwarowe i łęgów nadrzecznych – klasa: <i>Potamogetonetea</i> , związki: <i>Glycerio-Sparganion</i> , <i>Phragmition</i> , <i>Salicion albae</i>
[08]	gatunki wilgotnych i zmienno wilgotnych łąk – rząd: <i>Molinietalia</i>
[09]	gatunki świeżych i umiarkowanie suchych łąk – rząd: <i>Arrhenatheretalia</i> , klasa: <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
[10]	gatunki azotolubne łąk zalewowych i wydepczyk – klasa: <i>Plantaginetea</i> , związek: <i>Agrostion stoloniferae</i>
[11]	gatunki siedlisk wilgotnych i mokrych – klasa: <i>Bidentetea</i> , związek: <i>Nanocyperion</i>
[12]	gatunki ruderalnych, nitrofilnych ziółorośl – związki: <i>Arction</i> , <i>Convolvulion</i>
[13]	gatunki ciepłolubnych ruderalnych zbiorowisk wysokich bylin i muraw – związek: <i>Onopordion</i> , klasa: <i>Agropyretea</i>
[14]	gatunki roślin jednorocznych i dwuletnich zbiorowisk ruderalnych – rząd: <i>Sisimbrietalia</i>
[15]	gatunki zbiorowisk chwastów upraw okopowych i ogrodowych – rząd: <i>Polygono-Chenopodietalia</i>
[16]	gatunki chwastów upraw zbożowych – rząd: <i>Aperetalia</i>
[17]	gatunki roślin porastających mury – klasa: <i>Cymbalario-Parietarietea</i>
[18]	dziczejące gatunki roślin użytkowych i ozdobnych

* Opracowano na podstawie: Kunick (1974); Lindacher (1995)

ZASIĘG GEOGRAFICZNY [AREAL]

Istnieją dwie podstawowe klasyfikacje zasięgów geograficznych gatunków roślin. Jedna z nich została opracowana przez E. Oberdorfera (1983), zmodyfikowana przez D. Korneck'a i H. Sukoppa (1988) i podana w PHANART Database... (1995). Brak jest w niej jednak informacji o wielu gatunkach roślin, i choć przytoczono w pracy dwie klasyfikacje (tab. 11), to w analizach fitoindykacyjnych zastosowano zawartą w bazie danych D. Franka i S. Klotza (1990).

Tabela 11. Klasyfikacja gatunków roślin według ich zasięgów geograficznych [Areal]*

Symbol	Nazwa	Charakterystyka zasięgu
[A] { 1 }	gatunki alpejskie	powyżej górnej granicy lasu obszarów górskich, południowej, środkowej i wschodniej Europy (Pireneje, Alpy, Karpaty)
[B]	gatunki subalpejskie	górskich i subalpejskich lasów liściastych i szpilkowych w otoczeniu wysokich gór południowej, środkowej i wschodniej Europy
[C]	gatunki altajskie	obszarów górskich Altaju
{ k }	gatunki kaukaskie	
[D] { a }	gatunki amerykańskie	występujące w Ameryce
[E]	gatunki arktyczne	gatunki tundry, powyżej górnej granicy lasów północnej Europy, lub na północ od strefy borealnej,
[F] { a }	gatunki azjatyckie	występujące w Azji
{ v }	gatunki wschodnioazjatyckie	
{ z }	gatunki środkowoazjatyckie	
{ i }	gatunki małej Azji	
[G]	gatunki atlantyckie	przybrzeżnych obszarów lasów liściastych Europy
[H]	gatunki subatlantyckie	obszarów lasów liściastych zachodniej Europy, nie związane z wybrzeżem
[I] { c }	gatunki okołobiegunowe	występujące w strefach okołobiegunowych
[J]	gatunki euroazjatyckie	o zasięgu euroazjatyckim
[K] { e }	gatunki europejskie	o zasięgu europejskim
[L]	gatunki środkowoeuropejskie	strefy lasów liściastych
[M]	gatunki kontynentalne	europejskiej strefy stepów i półpustyni
[N]	gatunki śródziemnomorskie	obszarów roślinności twardolistnej (<i>Quercetea ilicis</i>)
[O]	gatunki przyśródziemnomorskie	obszaru dębu omszonego
{ f }	gatunki afrykańskie	
[P]	gatunki północne	obszarów borealnych borów iglastych i lasów brzozowych
{ s }	gatunki syberyjskie	
[Q]	gatunki oceaniczne	obszarów bliskich oceanu, ale także w głębi lądu, gdzie klimat jest wilgotny
[R]	gatunki suboceaniczne	brak gatunków kontynentalnych i wybitnie oceanicznych
[S]	gatunki subtropikalne	obszarów sawann suchych zimą i suchych lasów
[T]	gatunki kosmopolityczne	szeroki zasięg występowania
{ u }	gatunki australijskie, nowozelandzkie	
[U]	gatunki dysjunktywne	występujące na izolowanych obszarach na tyle od siebie oddalonych, że nie zachodzi między nimi wymiana genów
[V]	gatunki endemiczne	zasięg gatunku jest ograniczony do jednego wąsko ujętego obszaru
[X]	gatunki strefy umiarkowanej	punkt ciężkości tych gatunków leży w strefie umiarkowanej lasów zrzucających liście na zimę i częściowo borów iglastych,
[Y]	gatunki nabrzeżne	obszarów plaż i wybrzeży
[Z]	gatunki górskie	obszarów górskich, między 500 i 900 m wysokości

Dodatkowo występują symbole: 1 { n } północno-; 2 { o } wschodnio-; 3 { s } południowo-; 4 { w } zachodnio-. * Symbole w nawiasach [] pochodzą z opracowania: Lindachera (1995); Symbole w nawiasach { } pochodzą z opracowania Franka, Klotza (1990)

4.2. KLASYFIKACJE GATUNKÓW ROŚLIN NA PODSTAWIE ICH AMPLITUDY EKOLOGICZNEJ – SKALE RANGOWE (PSEUDOILOŚCIOWE)

W przeciwieństwie do wcześniej omówionych klasyfikacji o charakterze jakościowym, klasyfikacje (rangowania) gatunków roślin na podstawie ich amplitudy ekologicznej można określić jako pseudoilościowe. Nie mierzalne, a szacunkowe, diagnozy siedliskowe gatunków roślin wyrażone są przez liczby wskaźnikowe – przypisane im pewnego rodzaju „etykiety” w postaci liczb. Skale ekologicznych liczb wskaźnikowych mogą być różne, zależnie od przyjętej arbitralnie przez autora rozpiętości (liczby stopni). W prezentowanej rozprawie scharakteryzowano trzy autorskie skale ekologicznych liczb wskaźnikowych: H. Ellenberga i in. (1991), E. Landolta (1977) oraz K. Zarzyckiego i in. (2002) dla ośmiu czynników środowiska fizycznogeograficznego – trzech klimatycznych (światła, temperatury, stopnia kontynentalizmu) i pięciu glebowych (wilgotności, kwasowości, zawartości azotu, humusu oraz zwięzłości i przewietrzania gleby).

4.2.1. SKALE KLIMATYCZNE

ŚWIATŁO [L]

Skala światła „L” wskazuje na zakres względnej intensywności oświetlenia i waha się w skali Ellenberga od L1 – gatunków roślin wymagających pełnego cienia do L9 – wymagających pełnego światła, natomiast skala E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego i in. (2002) jest analogiczna, jakkolwiek pięciostopniowa i waha się od L1 – gatunków roślin na bardzo zacienionych stanowiskach (mniej niż 3% względnego natężenia światła), występujących w półcieniu lub w słońcu, tylko w przypadku małej konkurencji (gatunki roślin z liczbą L1 są jednoznaczными wskaźnikami cienia), do L5 – gatunków roślin rosnących tylko w pełnym świetle, nie zdolnych do przetrwania w cieniu (tab. 12).

Warto podkreślić, jak pisze E. Landolt (1977), że pełne oświetlenie jest korzystne nie tylko dla roślin światłolubnych, ale także dla cienioznośnych, można bowiem w warunkach pełnego światła, znaleźć gatunki roślin z niską liczbą „L”, jeżeli konkurencja międzygatunkowa jest niewielka, a pozostałe warunki są korzystne dla rośliny. Dla przykładu szczyr roczny *Mercurialis perennis* lub bodziszek cuchnący *Geranium robertianum*, które cechuje niska liczba światła – L2, zdarzają się (choć rzadko) na wapiennych, słonecznych stokach piargowych, gdzie jest niewielka konkurencja. Często cieniolubne gatunki roślin są jednocześnie wilgociolubne, a ich rozwój jest ograniczany nie przez intensywne naświetlenie stanowiska, w którym bytuje, ale zbyt niską dla nich wilgotność gleb (Landolt 1977).

Tabela 12. Skale wymagań gatunków roślin - wskaźników intensywności światła [L]*

Skale „L”		
Ellenberga		
gatunki – wskaźniki		
1	pełnego cienia, często otrzymujące mniej niż 1%, rzadko więcej niż 30% pełnego dziennego światła	
2	pośrednie między 1 i 3	
3	cienia, otrzymujące z reguły mniej niż 5% pełnego dziennego światła	
4	pośrednie między 3 i 5	
5	półcienia, wyjątkowo w pełnym świetle, zazwyczaj otrzymujące mniej niż 10% pełnego dziennego światła	
6	pośrednie między 5 i 7	
7	półświatła, najczęściej w pełnym świetle, ale także w cieniu, otrzymujące do 30% pełnego dziennego światła	
8	światła, tylko wyjątkowo przy mniej niż 40% pełnego dziennego światła	
9	pełnego światła, gatunki roślin wybitnie światłolubnych, tylko w całkowicie naświetlonych miejscach otrzymujące nie mniej niż 50% dziennego światła	
Landolta		Zarzyckiego
gatunki – wskaźniki		gatunki – wskaźniki
1	wybitnie cienistych stanowisk (mniej niż 3% względnego natężenia oświetlenia); jeżeli w półcieniu lub w słońcu, to tylko przy małej konkurencji. Wyraźne wskaźniki cienia	1 siedlisk najbardziej cienistych, (3–5% pełnego światła w sezonie wegetacyjnym)
2	cienistych stanowisk, (zwykle przy mniej niż 3% lecz także dość często przy mniej niż 10% oświetlenia); przy silnym świetle tylko w sytuacjach niewielkiej konkurencji	2 siedlisk cienistych i umiarkowanie cienistych
3	półcienistych stanowisk zwykle nie mniej niż 10% oświetlenia, rzadko spotykane w pełnym świetle	3 półcienia
4	naświetlonych stanowisk, lecz czasem, w słabym cieniu. Wskaźniki światła	4 pełnego światła, okresowo lub przejściowo ocienionych stanowisk
5	w pełni naświetlonych stanowisk, gatunki roślin nie przeżywające w cieniu	5 pełnego światła

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki i in. (2002)

Warto zwrócić uwagę na to, że gatunki drzew mogą rosnąć w pełnym świetle nawet, jeśli mają niską „liczbę światła”, ponieważ „opisuje” ona warunki, w których siewki drzew są zdolne do rozwoju. Np. buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*) otrzymał niską liczbę światła – L2, ponieważ w stadium juwenilnym młode osobniki są w stanie przetrwać we względnie głębokim cieniu, natomiast korony dorosłych drzew są zazwyczaj w pełnym słońcu.

Podobnie, większość dorosłych osobników populacji gatunków łąkowych i wysokich ziołorośli, osiąga pełne światło, natomiast stadia młodociane mogą przetrwać przy niewielkiej intensywności światła i mają wówczas przypisaną niską liczbę „L”. Gatunki roślin zielnych w zbiorowiskach leśnych, których optimum wegetacji przypada na wiosnę, a więc zanim drzewa otrzymają ulistnienie, jako rośliny leśne mają wysoką liczbę „L”, a ich rozwój zatrzymuje się, gdy liście drzew i sklepienie koron odetną im dostęp do światła. Są to dla przykładu rannik zimowy *Eranthis hyemalis* – L4, śnieżyca wiosenna *Leucojum vernum* – L3, cebulica dwulistna *Scilla bifolia* – L3. Inne gatunki roślin, mają niską liczbę światła, ponieważ kwitną wcześniej i utrzymują liście, wówczas gdy drzewa są ulistnione. Wiele roślin z niskimi liczbami światła, zazwyczaj potrzebują go więcej aby zakwitnąć, niż wskazuje na to liczba L. Dla przykładu buk zwyczajny *Fagus sylvatica* z wartością światła L2 potrzebuje tak dużo światła do rozwoju, jak gatunek rośliny z liczbą L4.

Skale gatunkowe dotyczące światła mają niewielki związek z innymi skalami wymagań gatunków w stosunku do warunków środowiska abiotycznego:

– naświetlone gleby są mniej zdolne do zakwaszenia niż gleby zacienione, ponieważ są „cieplejsze”, co powoduje, że substancja organiczna rozkłada się szybciej, są one też mniej intensywnie zmieniane przez faunę glebową.

TEMPERATURA [T]

Jak pisze H. Ellenberg (Ellenberg i in. 1991) liczba temperatury „T” dotyczy nie tyle stosunku roślin do średniej temperatury okresu wegetacyjnego ile występowania optimum termicznego gatunków roślin w danych strefach klimatyczno-roślinnych. Według E. Landolta liczba „T” jest charakterystyką średniej temperatury, którą gatunki otrzymują podczas okresu wegetacyjnego. Są to przede wszystkim wyraźnie określone związki z piętrami wysokościowymi. Niskie liczby „T” odpowiadają gatunkom rozmieszczonym na większych wysokościach, wysokie liczby „T” otrzymują gatunki roślin występujące na niżu. Skala Ellenberga wskazująca na wymagania gatunków w stosunku do temperatury waha się od T1 – strefy

Skale „T”		
Ellenberga	Landolt	Zarzyckiego
gatunki – wskaźniki	gatunki – wskaźniki	gatunki – wskaźniki
1 najzimniejszych obszarów alpejskich i piętra niwalnego	1 najzimniejszych obszarów strefy alpejskiej, także w niższych regionach zimnego powietrza, lub przy niewielkiej konkurencji. Typowe arktyczne i alpejskie gatunki roślin	1 najzimniejszych obszarów kraju (głównie piętra alpejskie i subniwalne)
2 pośrednie między 1 i 3 (przeważnie obszarów alpejskich)	2 zimnych obszarów strefy subalpejskiej, także w strefie alpejskiej, na miejscach nasłonecznionych i zimnych z niewielką konkurencją; wyjątkowo w niższych regionach. Alpejskie i borealne gatunki roślin	2 umiarkowanie zimnych obszarów, (głównie piętra subalpejskie i regla górskiego)
3 zimnych obszarów, przeważnie subalpejskich	3 obszarów górskich, często też w strefie wyżynnej i subalpejskiej. Zazwyczaj gatunki roślin o szerokim spektrum występowania	3 umiarkowanie chłodnych obszarów (piętro regla dolnego w górach, dział północny na niżu, specjalne mikrosiedliska)
4 pośrednie między 3 i 5, zwłaszcza obszarów wysokogórskich i górskich	4 wyżynnych obszarów, w miejscach nasłonecznionych, także wyżej położonych. Gatunki roślin o szerokim zasięgu w niższych regionach środkowej Europy	4 umiarkowanie ciepłych obszarów (przeważająca część niżu i pogórza)
5 umiarkowanie ciepłych obszarów od niżowych do górskich; przeważnie w rejonach podgórskich	5 najcieplejszych stanowisk głównie w południowej Europie	5 najcieplejszych regionów i mikrosiedlisk (średnia roczna temperatura powietrza dochodzi do 9° C, są to izolowane wyspy nawiązujące klimatycznie do obszarów położonych w niższych szerokościach geograficznych)
6 pośrednie między 5 i 7		
7 ciepłych obszarów, północnej i środkowej Europy, tylko w nisko położonych terenach		
8 7/9, głównie obszarów przyśródziemnomorskich		
9 ekstremalnie ciepłych rejonów morza śródziemnego		

Tabela 13. Skale wymagań gatunków roślin - wskaźników warunków termicznych [T]*

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki i in. (2002)

arktycznej i piętra alpejskiego do T9 – najcieplejszych regionów klimatu śródziemnomorskiego. Skala „T” Landolta (1977) waha się od T1 – gatunków roślin występujących głównie w strefie alpejskiej, także w niższych regionach z zimnym powietrzem, lub, gdzie jest niewielka konkurencja (należą tu do nich typowe alpejskie i arktyczne rośliny, a w niższych regionach są to wskaźniki stanowisk najzimniejszych) do T5 – gatunków roślin pojawiających się tylko w najcieplejszych miejscach (rośliny występujące głównie w południowej Europie). Skala temperatury „T” opracowana przez K. Zarzyckiego i in. (2002) dla warunków Polski, jest także pięciostopniowa i waha się od T1 (najzimniejszych obszarów kraju – głównie piętra alpejskiego i subniwalnego) do T5 (najcieplejszych regionów i mikrosiedlisk) (tab. 13).

Ciepło dostarczane roślinie nie tylko zależy od średniej temperatury, lecz także od promieniowania słonecznego. Dlatego gatunki roślin mogą rosnąć na większych wysokościach, ale o południowej ekspozycji stoków, chronionych od wiatru, niż wskazuje na to liczba T; te same gatunki można znaleźć w niższych regionach, ale na stokach o północnej ekspozycji i lokalnie chłodnych miejscach, np. pokrytych przez śnieg przez długi okres, w wąwozach i w zagłębieniach.

Skala temperatury „T” nawiązuje do skali kontynentalizmu „K” – gatunki roślin z wysoką liczbą „K” (kontynentalne) charakteryzują się większą amplitudą występowania w różnych piętrach wysokościowych (szerszą amplitudą liczby „T”), niż oceaniczne z niską liczbą kontynentalizmu „K”.

KONTYNENTALIZM [K]

Skalę kontynentalizmu „K” opracował H. Ellenberg (Ellenberg i in. 1981) na podstawie zasięgów gatunków roślin, tj. na obszarach ich występowania od brzegu Atlantyku (K1) do wnętrza Eurazji (K9); skala „K” odzwierciedla przede wszystkim wytrzymałość roślin na wahania temperatury i długotrwałe okresy suszy w sezonie wegetacyjnym. Liczba „K” uzupełnia liczbę „T”. Różnica między nimi polega na tym, że gdy liczba „T” jest syntetycznym wskaźnikiem optimum klimatycznego gatunku, to liczba „K” wskazuje na granice jego amplitudy termicznej.

Skala E. Landolta dla Szwajcarii (1977) i K. Zarzyckiego i in. (2002) dla Polski jest 5-stopniowa (tab. 14). Skala wymagań gatunków roślin w stosunku do stopnia kontynentalizmu wskazuje na różnice w temperaturze dobowej i rocznej oraz w wilgotności powietrza. Przypisane gatunkom niskie liczby „K” wskazują na słabą zmienność temperatury i znaczną wilgotność; natomiast wysokie liczby „K” – na duże zmiany w temperaturze i często bardzo suche powietrze. E. Landolt (1977) zwraca uwagę, że ska-

Skale „K”		
Ellenberga	Landolta	Zarzyckiego
gatunki	gatunki	gatunki
1 euoceaniczne, brak w środkowej Europie (z nielicznymi wyjątkami)	1 oceaniczne, głównie w regionach z oceanicznym klimatem, łagodne zimy i bardzo wilgotne powietrze; rośliny z wysoką wartością temperatury nie mogące przetrwać przymrozków, rośliny z niską wartością temperatury wymagające długich okresów, w których są przykryte przez śnieg. Rośliny pojawiające się tylko w zachodnich regionach Szwajcarii, na torfowiskach, a także w miejscach, gdzie śnieg leży przez długi okres	1 wskazujące na najsilniej zaznaczone cechy klimatu atlantyckiego, na terenie Polski liczbę tę otrzymują gatunki atlantyckie ograniczone w swym występowaniu do skrajnie zachodnich obszarów kraju
2 oceaniczne, głównie w zachodniej Europie i w zachodnich regionach Europy środkowej	2 suboceaniczne, obszarów klimatu suboceanicznego nie wytrzymują późnych przymrozków, lub znacznych wahań temperatury. (np. w niższych regionach środkowych Alp tylko lokalnie na korzystnych dla nich stanowiskach)	2 słabo zaznaczone cechy klimatu atlantyckiego, liczbę tę otrzymują gatunki rosnące głównie, lub ograniczone do zachodnich regionów Polski – praktycznie na zachód od Wisły
3 pośrednie między 2 i 4	3 subkontynentalne, poza regionami ekstremalnie kontynentalnymi. Występujące niemal wszędzie w Szwajcarii	3 neutralne w stosunku do kontynentalizmu klimatu, liczbę tę otrzymują gatunki rosnące zarówno w bardziej atlantyckich – zachodnich, jak i kontynentalnych – wschodnich regionach kraju
4 suboceaniczne, większość obszaru środkowoeuropejskiego	4 względnie kontynentalne, gatunki roślin zdolne do przetrwania przy ekstremalnych temperaturach, niskich zimowych i małej wilgotności powietrza, nie występujące w miejscach, w których śnieg zalega długo. Głównie występujące w kontynentalnych, suchych częściach regionu, lub tylko na eksponowanych stanowiskach	4 słabo kontynentalne regiony kraju, liczbę tę otrzymują gatunki częściej spotykane na wschód od Wisły
5 przejściowe, od suboceanicznych do subkontynentalnych	5 kontynentalne, tylko w obszarach kontynentalnych, głównie na stanowiskach eksponowanych do wiatru i słońca. Tylko w najbardziej kontynentalnych częściach regionu	5 najbardziej kontynentalne obszary kraju i specjalne mikrosiedlika
6 subkontynentalne, głównie wschodnich regionów środkowej Europy		
7 pośrednie między 6 i 8		
8 kontynentalne, obejmujące tylko wschodnią część Europy środkowej		
9 eukontynentalne, rzadko osiagające Europę środkową		

Tabela 14. Skale wymagań gatunków roślin - wskaźników kontynentalizmu klimatu [K]*

*Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki i in. (2002)

la kontynentalizmu związana jest ze skalami: temperatury – „T”, wilgotności gleby „F” i jej kwasowości „R” (soil reaction), a także z długością okresu wegetacyjnego. Związek z temperaturą jest szczególnie silny ponieważ:

- gatunki roślin z wysoką liczbą kontynentalizmu „K” różnią się wyraźnie od tych z niską, nawet kiedy mają tę samą liczbę wskaźnikową temperatury „T”. Gatunki z wysoką liczbą „K” występują w wyższych położeniach we wnętrzu Alp Szwajcarskich, niż te z niską liczbą „K”. Natomiast gatunki – wskaźniki niskiego stopnia kontynentalizmu rosną blisko tych samych wysokości na zewnątrz i wewnątrz Alp. Dla przykładu: kontynentalna sosna pospolita *Pinus sylvestris* (T3, K4), rośnie w górach szwajcarskich Jura (1679 m n.p.m.) tylko do wysokości 1000 m, gdy tymczasem w sercu Alp osiąga wysokość 2000 m n.p.m. Natomiast klon jawor *Acer pseudoplatanus* z tą samą liczbą temperatury T3, ale jako gatunek oceaniczny (K2), osiąga w Jurze wysokość 1500 m n.p.m., a w Alpach 1850 m n.p.m. Te różnice są związane z tym, że w obszarach klimatu oceanicznego, światło słoneczne nie jest wystarczająco silne, aby pozwolić gatunkom kontynentalnym rozwijać się w wyżej położonych regionach. Z drugiej zaś strony gatunki oceaniczne mogą przetrwać w sercu Alp tylko na północnych stokach i lokalnie na stanowiskach z większą wilgotnością powietrza i gleb, dlatego też nie mogą korzystać z większego promieniowania słonecznego,

- gatunki roślin z wysoką liczbą „K” mają zwykle niską liczbę wilgotności „F”, podczas gdy roślinom z niską liczbą „K” często przypisywana jest średnia lub wysoka liczba wilgotności „F” (mniej światła słonecznego, mniejsza ekspozycja na wiatr, dłuższa pokrywa śniegu, większa wilgotność powietrza),

- gatunki roślin z niską liczbą „K” wskazują często na większe zakwaszenie, mają niską liczbę reakcji „R”, podczas, gdy te z wysoką liczbą „K” mają wysoką liczbę „R”, zjawisko to związane jest z przemywaniem związków zasadowych w wilgotnym klimacie, a koncentracją związków zasadowych na powierzchni gleby w klimacie aridowym.

4.2.2. SKALE GLEBOWE

WILGOTNOŚĆ [F]

Skala wilgotności „F” wyraża ekologiczną reakcję gatunków względem wilgotności podłoża w okresie wegetacyjnym. Wprawdzie wilgotność jako czynnik ekologiczny podlega znacznym wahaniom, jednak liczne badania o wzajemnych zależnościach między zbiorowiskami roślinnymi a stanem wód gruntowych pozwalają na określenie sumarycznego zapotrzebowania

roślin, a tym samym przyjęcie wiarygodnego stopniowania wymagań gatunków w stosunku do wilgotności podłoża; według skali Ellenberga i in. (1991), od F1 – wymagających skrajnie suchych gleb, do F9 – wymagających gleb mokrych. Zakres liczb „F” 10–12 Ellenberg rezerwuje dla gatunków roślin wodnych, a dwustopniowa skala FX dotyczy zmiennego uwilgotnienia i podtopienia.

Skala wilgotności E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego (1984), K. Zarzyckiego i in. (2002) jest 5-stopniowa, przy czym Landolt stosuje dodatkowe symbole do określenia wysokich, choć różnych warunków uwilgotnienia. Dodatkowa skala dotyczy gatunków roślin pojawiających się w regionach wolno płynących wód podziemnych. K. Zarzycki i in. (2002) dla wody dodaje do 5-stopniowej skali, liczbę „F” – 6, która przypisana jest gatunkom roślin wodnych (tab. 15).

Gatunki roślin z wysoką liczbą wilgotności „F” są dobrymi wskaźnikami gleb wilgotnych, gdzie jest zazwyczaj mniej tlenu, gatunki roślin korzenią się wówczas płytko, lub mają tak rozwinięty system korzeniowy (z przestworami międzykomórkowymi wypełnionymi powietrzem), który wspomaga dostawę tlenu. Z drugiej strony gatunki roślin, które występują na suchych stanowiskach (skleromorfy por. tab. 3) są wysoce wyspecjalizowane do redukcji utraty wody, co związane jest z mniejszą jej dostawą, a to z kolei pociąga za sobą mniej dostarczanych składników odżywczych, a w związku z tym mniejszą produkcję asymilatów. Warto podkreślić, że gleby z przeciętną wilgotnością (konkurencja międzygatunkowa jest największa) są najbardziej korzystne dla roślin.

Jak pisze E. Landolt (1977) skala wilgotności „F” może zależeć od innych gatunkowych skal ekologicznych lub być z nimi związana w następujących przypadkach:

– na stanowiskach bogatych w składniki pokarmowe rośliny mogą występować na glebach, które są suchsze niż wskazuje na to liczba wilgotności „F”, bowiem gleby żyzne mogą dostarczać roślinom wystarczającej ilości składników odżywczych, pomimo ograniczenia przez nie transpiracji. Należy pamiętać, że jeśli gatunki roślin mają szeroką amplitudę wymagań w stosunku do żyzności gleby (N3 lub x), to liczba wilgotności „F” jest obliczana dla przeciętnych warunków żyzności. Warto zaznaczyć, że gatunki zasiedlają bardziej wilgotne stanowiska, jeżeli gleby są ubogie w składniki odżywcze, i odwrotnie – suchsze – jeżeli gleby są bogate w składniki pokarmowe, niż jest to oczekiwane na podstawie przypisywanych gatunkom liczb wilgotności,

Ellenberga	
gatunki – wskaźniki	
1	bardzo suchych gleb, ograniczone tylko do przesuszonych stanowisk
2	pośrednie między 1 i 3
3	suchych gleb, częściej występujące na suchych niż świeżych glebach; na mokrych nie występują
4	pośrednie między 3 i 5
5	świeżych gleb, głównie na umiarkowanie wilgotnych; nie występują na mokrych jak i na przesuszonych stanowiskach
6	pośrednie między 5 i 7
7	wilgotnych gleb; występują na glebach przewilgoconych, ale nie mokrych
8	pośrednie między 7 i 9
9	mokrych, często przemoczonych ciężkich gleb
10	wskaźniki zmiany poziomu wody, rośliny wodne, które wytrzymują długi czas bez zalewu
11	rośliny wodne, które mają korzenie pod wodą, a liście wynurzone powyżej lustra wody, lub pływające po powierzchni
12	rośliny podwodne, stale podtopione
Wskaźniki zmiennego uwilgotnienia i podtopienia (FX)	
1	Wskaźniki silnych wahań stopnia uwilgotnienia gleby, łączone zawsze z liczbą wilgotności F; np. F3 – zmiennego stopnia wysuszenia gleb; przy F7 – zmiennego uwilgotnienia; przy F9 – zmiennego przemoczenia gleb

Landolta	
gatunki – wskaźniki	
1	bardzo suchych gleb; nie występują na glebach mokrych i nie są zdolne do konkurencji na glebach wilgotnych. Jednoznaczne wskaźniki suchych stanowisk
2	umiarkowanie suchych gleb, gatunki roślin unikające bardzo suchych i bardzo wilgotnych stanowisk, zazwyczaj nie zdolne do konkurencji na wilgotnych stanowiskach. Wskaźniki umiarkowanie suchych gleb
3	świeżych gleb, od przeciętnie suchych do wilgotnych, zazwyczaj gatunki roślin o szerokiej amplitudzie w stosunku do wilgotności, unikające zarówno suchych jak i mokrych gleb. Wskaźniki przeciętnych warunków wilgotnościowych (nie „ekstremalnych”, mniej lub bardziej świeżych gleb)
4	wilgotnych i bardzo wilgotnych gleb, wyjątkowo występują na glebach mokrych, unikają suchych gleb. Wskaźniki wilgotności
5	mokrych gleb, unikające średniowilgotnych i suchych stanowisk. Wskaźniki stanowisk mokrych
Wskaźniki zmiennego uwilgotnienia i podtopienia (FX)	
w	gatunki roślin pojawiające się głównie na glebach o zmiennej wilgotności; gdy liczba wilgotności wskazuje na przeciętną wilgotność [w] oznacza, że gleby mogą być znacznie wilgotniejsze po deszczu i dużo suchsze po suchszym okresie niż wskazuje na to liczba „F”
u	rośliny zanurzone (tylko razem z liczbą F5)
v	rośliny z zanurzonymi i unoszącymi się w wodzie organami (tylko razem z liczbą F5)
s	rośliny z liśćmi, które unoszą się na wodzie (tylko z liczbą F5)
i	rośliny zakorzenione w wodzie lecz z większością ich liści wystających na powierzchnię (tylko razem z liczbą F 5w lub 4w

Zarzyckiego	
gatunki – wskaźniki	
1	bardzo suchych gleby
2	suchych gleby
3	świeżych gleb
4	wilgotnych gleb
5	mokrych gleb
6	wody

Tabela 15. Skale wymagań gatunków roślin – wskaźników wilgotności gleb [F]*

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki (2002)

– występuje odwrotna zależność między skalą wilgotności „F” i skalą kontynentalizmu „K”. Rośliny z wysoką liczbą kontynentalizmu – kontynentalne (K4 lub K5) kolonizują suche gleby lub o zmiennej wilgotności, podczas, gdy rośliny z niską liczbą kontynentalizmu – oceaniczne (K1 lub K2) są raczej znajdowane na glebach wilgotnych,

– gleby ze zmienną wilgotnością są często nieprzepuszczalne, a liczba dyspersji „D” wynosi wówczas 5.

KWASOWOŚĆ [R]

Liczba odczynu (reakcji) „R” wyraża biologicznie odczuwalną przez rośliny kwasowość podłoża. Należy w tym miejscu zaznaczyć, że amplituda fizjologiczna większości gatunków roślin w stosunku do odczynu gleb jest znacznie szersza w doświadczeniach wazonowych niż w przyrodzie, gdyż konkurencja wyraźnie zawęży tę amplitudę. Zakres skali reakcji „R” (odczynu, stopnia zakwaszenia) Ellenberga waha się od R1 – gatunków wymagających gleb silnie kwaśnych ($\text{pH} < 3,5$) do R9 – wymagających gleb obojętnych i zasadowych ($\text{pH} > 6,5$).

Skala Landolta waha się od R1 – gatunków roślin pojawiających się głównie na bardzo kwaśnych glebach ($\text{pH} < 3-4,5$), nigdy nie występujących na glebach obojętnych i zasadowych. Są to wówczas jednoznaczne wskaźniki gleb silnie kwaśnych, do R5 – roślin występujących praktycznie tylko na glebach zasadowych ($\text{pH} > 6,5$) unikających gleb kwaśnych. Są to jednoznaczne wskaźniki gleb zasadowych (zazwyczaj wapiennych).

Ekologiczna skala kwasowości „R” K. Zarzyckiego i in. (2002) jest bardzo zbliżona w interpretacji do skali E. Landolta (1977), od R1 – wskaźników gleb bardzo silnie kwaśnych ($\text{pH} < 3,5$) do R5 – wskaźników gleb obojętnych i zasadowych ($\text{pH} > 6,5$) – tab. 16.

Liczba reakcji „R” wskazuje na zawartość wolnych jonów wodorowych w glebie. Niska liczba reakcji „R” (wysokie zakwaszenie) wskazuje na gatunki roślin wymagające gleb kwaśnych, natomiast wysoka liczba „R” odpowiada glebom bogatym w związki zasadowe. Zawartość wolnych jonów wodorowych wpływa na rośliny w różnorodny sposób. Kwaśne gleby zawierają mało pierwiastków w rozpuszczalnej formie takich jak: wapń (Ca), magnez (Mg) i potas (K), także molibden (Mo). Z drugiej strony w tych glebach obecne są takie pierwiastki jak: żelazo (Fe), glin (Al) i mangan (Mn), które tworząc łatwo rozpuszczalne sole, są niszczące dla pewnych gatunków. Kiedy pH jest wyższe niż 6,5, żelazo i mangan są związane w nierozpuszczalnych związkach i w tej formie są niedostępne dla wielu gatunków roślin. W glebach o charakterze zasadowym, także bor (B), miedź (Cu) i cynk (Zn) są w niedoborze, dlatego też gleby słabo

Skale „R”		
Ellenberg		
gatunki – wskaźniki		
1	silnie kwaśnych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na słabokwaśnych i zasadowych glebach	
2	pośrednie między 1 i 3	
3	kwaśnych gleb; tylko wyjątkowo na glebach zasadowych	
4	pośrednie między 3 i 5	
5	umiarkowanie kwaśnych gleb; rzadko występujące na silnie kwaśnych, obojętnych i zasadowych glebach	
6	pośrednie między 5 i 7	
7	słabokwaśnych i słabozasadowych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach silnie kwaśnych	
8	7/9 – wskaźniki wapnia	
9	zasadowych gleb; gatunki roślin wskazujące na gleby bogate w wapń	
Landolt		
gatunki – wskaźniki		
1	silnie kwaśnych gleb (pH 3–4,5); gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach obojętnych i zasadowych. Jednoznaczne wskaźniki kwaśnych gleb	
2	kwaśnych gleb (pH 3,5–5,5); gatunki roślin nie występujące na glebach obojętnych i zasadowych. Wskaźniki gleb kwaśnych	
3	słabokwaśnych gleb (pH 4,5–7,5), gatunki roślin nigdy nie występujące na silnie kwaśnych glebach, lecz wyjątkowo zdarzające się na glebach obojętnych lub słabozasadowych	
4	zasadowych gleb, (pH 5,5–8), gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach kwaśnych. Wskaźniki gleb bogatych w związki zasadowe	
5	tylko gleb zasadowych (pH > 6,5) gatunki roślin unikające gleb kwaśnych. Jednoznaczne wskaźniki gleb zasadowych (zwykle wskaźniki gleb wapiennych)	
x	gatunki roślin pojawiające się na bardzo kwaśnych, jak i na zasadowych glebach, często unikające warunków przeciętnych, ponieważ nie wytrzymują tam konkurencji	
Zarzyckiego		
gatunki – wskaźniki		
1	bardzo silnie kwaśnych gleb, z reguły pH < 3,5	
2	silnie kwaśnych gleb (pH 3,5–4,5)	
3	kwaśnych gleb (pH 4,5–5,5)	
4	umiarkowanie i słabokwaśnych gleb (pH 5,5–6,5)	
5	obojętnych i zasadowych gleb pH > 6,5	

Tabela 16. Skale wymagań gatunków roślin – wskaźników kwasowości gleb [R]*

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki (2002)

kwaśne (pH 5,5–6,5) są najbardziej korzystne dla wielu gatunków roślin, z uwagi na ciągłą dostawę składników pokarmowych, a w związku z tym na takich siedliskach konkurencja międzygatunkowa jest najsilniejsza.

Jak pisze E. Landolt (1977) liczba odczynu (reakcji) „R” może być związana w następujący sposób z innymi skalami ekologicznymi:

- na glebach z wolno płynącymi wodami (liczby wilgotności Landolta F13, F14, F15), rośliny mogą pojawiać się na mniej zasadowych glebach, niż wskazuje na to liczba „R”, jako, że niezbędne związki zasadowe (np. sole wapnia) są dostarczane przez płynące wody,

- kwaśne gleby są z reguły ubogie w składniki pokarmowe. Rośliny z liczbami reakcji R1 lub R2 mają zazwyczaj niską liczbę „żyźności” N1 lub N2.

AZOT [N]

Liczba azotu (Nitrogen figure) wg Ellenberga

Liczba żyźności (Nutrient value) wg Landolta

Liczba trofizmu (Trophy value) wg Zarzyckiego

Skala azotu „N” H. Ellenberga i in. (1981) wyraża ekologiczną reakcję gatunków w stosunku do zawartości azotu w glebie; od N1 – gatunków występujących tylko na glebach ubogich w azot do N9 – gatunków tylko na glebach zasobnych w azot (np. silnie nawożonych).

Liczby żyźności E. Landolta (1977) i trofizmu K. Zarzyckiego i in. (2002) wahają się od N1 – gatunków roślin pojawiających się głównie na bardzo ubogich glebach (oligotroficznych); nie występują na siedliskach żyznych; są to jednoznaczne wskaźniki gleb ubogich w składniki pokarmowe, do N5 – gatunków roślin, wskaźników gleb przenawożonych przez nadmierną dostawę składników odżywczych (głównie azotu), nigdy nie występujące na glebach o niskiej zasobności pokarmowej. Są to w przypadku gleb wskaźniki przenawożenia, a zbiorników wodnych – wskaźniki zanieczyszczeń (tab. 17).

W zasadzie żyzne gleby są najbardziej korzystne dla roślin i pozwalają na ich optymalny rozwój. Jest ważne, aby składniki pokarmowe były obecne w równoważnych proporcjach. Dotyczy to przede wszystkim azotu (N), fosforu (P) i potasu (K), które są wykorzystywane w największych ilościach. Jeśli nie są one dostarczane roślinom w wystarczającej ilości wówczas gleby są „ubogie”, a roślinność skąpa. Jeżeli przynajmniej azot jest w obfitości, liczba żyźności jest zazwyczaj (choć nie zawsze) wskaźnikiem zawartości azotu w glebach. Przenawożone gleby zawierają jeden z trzech wspomnianych składników pokarmowych (zwykle jest to azot)

Skale „R”		
Ellenberga	Landolt	Zarzyckiego
gatunki – wskaźniki	gatunki – wskaźniki	gatunki – wskaźniki
1 silnie kwaśnych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na słabokwaśnych i zasadowych glebach	1 silnie kwaśnych gleb (pH 3–4,5); gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach obojętnych i zasadowych. Jednoznaczne wskaźniki kwaśnych gleb	1 bardzo silnie kwaśnych gleb, z reguły pH < 3,5
2 pośrednie między 1 i 3	2 kwaśnych gleb (pH 3,5–5,5); gatunki roślin nie występujące na glebach obojętnych i zasadowych. Wskaźniki gleb kwaśnych	2 silnie kwaśnych gleb (pH 3,5–4,5)
3 kwaśnych gleb; tylko wyjątkowo na glebach zasadowych	3 słabokwaśnych gleb (pH 4,5–7,5), gatunki roślin nigdy nie występujące na silnie kwaśnych glebach, lecz wyjątkowo zdarzające się na glebach obojętnych lub słabozasadowych	3 kwaśnych gleb (pH 4,5–5,5)
4 pośrednie między 3 i 5	4 zasadowych gleb, (pH 5,5–8), gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach kwaśnych. Wskaźniki gleb bogatych w związki zasadowe	4 umiarkowanie i słabokwaśnych gleb (pH 5,5–6,5)
5 umiarkowanie kwaśnych gleb; rzadko występujące na silnie kwaśnych, obojętnych i zasadowych glebach	5 tylko gleb zasadowych (pH > 6,5) gatunki roślin unikające gleb kwaśnych. Jednoznaczne wskaźniki gleb zasadowych (zwykle wskaźniki gleb wapiennych)	5 obojętnych i zasadowych gleb pH > 6,5
6 pośrednie między 5 i 7	x gatunki roślin pojawiające się na bardzo kwaśnych, jak i na zasadowych glebach, często unikające warunków przeciętnych, ponieważ nie wytrzymują tam konkurencji	
7 słabokwaśnych i słabozasadowych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach silnie kwaśnych		
8 7/9 – wskaźniki wapnia		
9 zasadowych gleb; gatunki roślin wskazujące na gleby bogate w wapń		

Tabela 16. Skale wymagań gatunków roślin – wskaźników kwasowości gleb [R]*

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki (2002)

kwaśne (pH 5,5–6,5) są najbardziej korzystne dla wielu gatunków roślin, z uwagi na ciągłą dostawę składników pokarmowych, a w związku z tym na takich siedliskach konkurencja międzygatunkowa jest najsilniejsza.

Jak pisze E. Landolt (1977) liczba odczynu (reakcji) „R” może być związana w następujący sposób z innymi skalami ekologicznymi:

- na glebach z wolno płynącymi wodami (liczby wilgotności Landolta F↑3, F↑4, F↑5), rośliny mogą pojawiać się na mniej zasadowych glebach, niż wskazuje na to liczba „R”, jako, że niezbędne związki zasadowe (np. sole wapnia) są dostarczane przez płynące wody,

- kwaśne gleby są z reguły ubogie w składniki pokarmowe. Rośliny z liczbami reakcji R1 lub R2 mają zazwyczaj niską liczbę „żyźności” N1 lub N2.

AZOT [N]

Liczba azotu (Nitrogen figure) wg Ellenberga

Liczba żyźności (Nutrient value) wg Landolta

Liczba trofizmu (Trophy value) wg Zarzyckiego

Skala azotu „N” H. Ellenberga i in. (1981) wyraża ekologiczną reakcję gatunków w stosunku do zawartości azotu w glebie; od N1 – gatunków występujących tylko na glebach ubogich w azot do N9 – gatunków tylko na glebach zasobnych w azot (np. silnie nawożonych).

Liczby żyźności E. Landolta (1977) i trofizmu K. Zarzyckiego i in. (2002) wahają się od N1 – gatunków roślin pojawiających się głównie na bardzo ubogich glebach (oligotroficznych); nie występują na siedliskach żyznych; są to jednoznaczne wskaźniki gleb ubogich w składniki pokarmowe, do N5 – gatunków roślin, wskaźników gleb przenawożonych przez nadmierną dostawę składników odżywczych (głównie azotu), nigdy nie występujące na glebach o niskiej zasobności pokarmowej. Są to w przypadku gleb wskaźniki przenawożenia, a zbiorników wodnych – wskaźniki zanieczyszczeń (tab. 17).

W zasadzie żyzne gleby są najbardziej korzystne dla roślin i pozwalają na ich optymalny rozwój. Jest ważne, aby składniki pokarmowe były obecne w równoważnych proporcjach. Dotyczy to przede wszystkim azotu (N), fosforu (P) i potasu (K), które są wykorzystywane w największych ilościach. Jeśli nie są one dostarczane roślinom w wystarczającej ilości wówczas gleby są „ubogie”, a roślinność skąpa. Jeżeli przynajmniej azot jest w obfitości, liczba żyźności jest zazwyczaj (choć nie zawsze) wskaźnikiem zawartości azotu w glebach. Przenawożone gleby zawierają jeden z trzech wspomnianych składników pokarmowych (zwykle jest to azot)

Skale „N”		
Ellenberga	Landolta	Zarzyckiego [Tr]
Liczba azotowa (Nitrogen Figure)	Wartość żyzności (Nutrient value)	Wskaźnik trofizmu (zasobności gleby lub wody)
gatunki – wskaźniki	gatunki – wskaźniki	gatunki – wskaźniki
1 skrajnie ubogich gleb w mineralne związki azotowe	1 skrajnie ubogich gleb; gatunki roślin nie występujące na glebach bogatych w azot. Jednoznaczne wskaźniki gleb ubogich	1 skrajnie ubogich gleb (wód) w sole mineralne (skrajnie oligotroficznych)
2 pośrednie między 1 i 3	2 ubogich gleb; gatunki roślin zwykle nie występujące na glebach bogatych, lub przeazotowanych - nie wytrzymują tam konkurencji	2 ubogich gleb (wód) – oligotroficznych
3 ubogich gleb w mineralne związki azotowe, gatunki roślin mogą wskazywać na umiarkowanie zasobne w azot gleby, a tylko wyjątkowo spotkać je można na glebach bogatych w związki azotowe	3 umiarkowanie zasobnych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach bardzo ubogich lub nawożonych	3 umiarkowanie zasobnych gleb (wód) – mezotroficznych
4 pośrednie między 3 i 5	4 bogatych gleb; gatunki roślin nie występujące na glebach ubogich. Wskaźniki bogatej dostawy składników odżywczych	4 zasobnych gleb (wód) – eutroficznych
5 umiarkowanie zasobnych gleb w mineralne związki azotowe; gatunki roślin sporadycznie występujące zarówno na glebach ubogich jak i bogatych w azot	5 przeazotowanych gleb z bardzo wysoką dostawą nutrientów (głównie azotu). Gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach ubogich, wskaźniki przeazotowania, w wodzie – wskaźniki zanieczyszczeń	5 bardzo zasobnych gleb (wód) – skrajnie żyznych, często przenażonych
6 pośrednie między 5 i 7	x gatunki roślin występujące zarówno na ubogich, jak i zasobnych glebach	
7 zasobnych gleb w mineralne związki azotowe; gatunki roślin niekiedy występujące na umiarkowanie zasobnych, lecz tylko wyjątkowo na glebach ubogich w azot		
8 bardzo zasobnych gleb w mineralne związki azotowe; gatunki roślin są jednoznacznymi wskaźnikami wysokiej zawartości azotu		
9 przeazotowanych gleb w rejonach o koncentracji zanieczyszczeń; gatunki roślin wskazujące na silne nawożenie i obecność gnojowicy		

Tabela 17. Skale wymagań gatunków roślin – wskaźników zawartości azotu w glebach [N]*

* Opracowano na podstawie: Ellenberg i in. (1991); Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki (2002)

w stężeniu zdecydowanie za wysokim dla wielu roślin np. w miejscach obozowisk, hodowli zwierząt (gnojowisk), a także na poboczach dróg. Konkurencja międzygatunkowa jest największa przy umiarkowanej żyzności na glebach nie przenawożonych.

Skala azotu (żyźności, trofizmu) „N” może mieć następujące związki ze skalą wilgotności „F”:

– na glebach z wolno płynącymi wodami podziemnymi oraz z dobrą dostawą wody, rośliny mogą przetrwać na uboższych glebach, niż odpowiada to ich liczbie „N”, ponieważ większy strumień wody (wysokie tempo transpiracji) dostarcza więcej składników odżywczych

ZAWARTOŚĆ HUMUSU [H]

Skala humusu „H” określa wymagania gatunków roślin w stosunku do zawartości próchnicy i materii organicznej w glebie w miejscu wystąpienia rośliny. Wysoka liczba „H” wskazuje na optymalną zawartość humusu w otoczeniu korzeni roślin, niska – na jego brak lub niewielką zawartość. Skala „H” według E. Landolta (1977) jest 5-stopniowa, a według K. Zarzyckiego i in. (2002) 3-stopniowa; nie występuje natomiast w systemie liczb wskaźnikowych Ellenberga (Ellenberg i in. 1991) – tab. 18.

Humus jest ważnym nosicielem składników pokarmowych dla roślin, które są uwalniane w procesie humifikacji i mineralizacji ze względu na wysoki stopień wysycenia kationami o charakterze zasadowym. Wymywanie zasad powoduje wzrost zakwaszenia gleby (niższa wartość pH gleby). Jest to żyzny (odżywczy) substrat także dla innych mikroorganizmów towarzyszących roślinom naczyniowym, a także ułatwia mikoryzę¹⁰. Ponadto próchnica zwiększa zdolności pojemności wodnej gleby, toteż gleby bogate w humus, zawierają więcej wody dostępnej dla roślin.

Skala zawartości humusu „H” ma następujące związki ze skalą wilgotności i przewietrzania gleb „D”:

– gleby z dużą zawartością humusu są częściej spotykane w klimacie wilgotnym. Wraz ze wzrostem liczby humusu „H” (np. H5), wzrasta wilgotność gleb wyrażona liczbą „D” (np. D5).

¹⁰ Zjawisko mikoryzy – rodzaj symbiozy (współżycia) grzybów i roślin naczyniowych polegający na wzajemnym przekazywaniu wody lub (i) składników odżywczych.

Tabela 18. Skale wymagań gatunków roślin – wskaźników zawartości humusu w glebie [H]*

Skale „H”			
Landolta		Zarzyckiego	
gatunki roślin – wskaźniki		gatunki roślin – wskaźniki	
1	surowej gleby (bez warstwy humusu); gatunki roślin unikające grubej warstwy humusu. Wskaźniki gleb surowych	1	gleb ubogich w humus, materię organiczną
2	gleb z bardzo cienką warstwą humusu. Nie występujące na torfowiskach i czarnoziemach. Wskaźniki gleb bogatych w minerały	2	gleb mineralno-próchnicznych
3	gleb z umiarkowaną warstwą humusu (głównie w formie „mull”); gatunki roślin rzadko występujące na surowych lub torfowych glebach	3	gleb bogatych w materię organiczną
4	gleb bogatych w humus z próchnicą typu mull lub moder, czasem także typu mor, lecz z korzeniami częściowo osiagającymi poziom mineralny. Wskaźniki humusu		
5	gleb wyraźnie zasobnych w humus; gatunki roślin korzeniące się w glebach bogatych w humus; unikające gleb mineralnych. Jednoznaczne wskaźniki gleb bogatych w materię organiczną		
6	gatunki roślin na glebach surowych jak również humusowych		

* Opracowano na podstawie: Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki i in. (2002)

ZWIĘŻŁOŚĆ GLEBY I JEJ PRZEWIETRZANIE [D]

Skala związłości „D” wskazuje na wymagania roślin względem stopnia przepuszczalności i przewietrzenia gleb. Chodzi tu o wspólną diagnozę składu mechanicznego gleby i wypełnienia powietrzem przestrzeni między cząstkami glebowymi. Gleby z niewielkimi frakcjami uziarnienia są nieprzepuszczalne, słabo przewietrzane i wysychające w okresie suszy. Także gleby, podtopione przez długi czas są ubogie w tlen.

Skala związłości jest określana przez E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego i in. (2002) zależnie od składu mechanicznego gleby (rozmiaru frakcji glebowych), a w związku z tym od przewietrzania gleby w miejscu bytowania rośliny. Niskie liczby „dyspersji” (wskaźnika granulometrycznego według Zarzyckiego) D1 – charakteryzują gleby z bardzo dużymi frakcjami (ponad 2 mm), są to rumosz skalny, piargi, żwir na którym pojawiają się rośliny naskalne, natomiast wysokie wartości – opisujące związłość gleby – do D 5 – z bardzo drobnymi frakcjami (< 0,002 mm) z małym dostępem tlenu, dotyczą tych roślin, które pojawiają się zwykle na glebach wilgot-

nych i słabo przewietrzanych, cechujących się bardzo drobnym materiałem gliniastym lub torfowym (tab. 19). Gatunki roślin o liczbie D5 unikają frakcji piaszczystych, kamienistych, a także żwirowych. Są to najczęściej wskaźniki gleb gliniastych i torfowych (natomiast jeżeli liczba humusu H jest niższa niż 5), są wskaźnikami deficytu tlenu (Landolt 1977).

Tabela 19. Skale wymagań gatunków roślin – wskaźników zwięzłości (składu mechanicznego) i przewietrzania gleb [D]*

Landolta		Skale „D”		Zarzyckiego	
gatunki – wskaźniki				Wskaźnik granulometryczny	
				gatunki – wskaźniki	
1	rumoszu skalnego, piargów, żwiru, na którym pojawiają się rośliny naskalne			1	skał i szczelin skalnych
2	gleb gruboziarnistych, kamienistych, piargu, żwiru, (średnica dużych frakcji kamienistych w sąsiedztwie korzeni wynosi > 2 mm)			2	rumoszu skalnego, piargu, żwiru itp.
3	głównie przepuszczalnych gleb, żwirowych lub piaszczystych, dobrze przewietrzanych, (przeciętna średnica frakcji kamienistych w sąsiedztwie korzeni wynosi 0,05–2 mm)			3	piaszczystych gleb
4	piaszczystych i pyłowych przewietrzanych gleby, ubogich we frakcje szkieletowe (żwir) – przeciętna średnica drobnych frakcji wynosi 0,2–0,05 mm; gatunki roślin nie występujące na glebach z dużą zawartością grubych frakcji kamienistych			4	piaszczysto-gliniastych, gliniasto-piaszczystych i gliniastych gleb ze znacznym udziałem części szkieletowych
5	drobnoziarnistych gleby gliniastych lub torfowych, nie przepuszczalnych, w niewielkim stopniu przewietrzanych (ubogich w tlen) – przeciętna średnica najdrobniejszych frakcji koloidalnych wynosi mniej niż 0,002 mm; gatunki roślin unikające gleb piaszczystych, skalistych i gruboszkieletowych. Często wskaźniki gleb gliniastych (jeżeli wartość humusu jest niższa niż 5), lub torfowych (jeżeli wartość humusu wynosi H5), lub wskaźniki deficytu tlenu w glebach			5	ciężkich glin i iłów

* Opracowano na podstawie: Landolt (1977); Lindacher (1995); Zarzycki (2002)

Skala zwięzłości gleb „D” wskazuje na związki z innymi skalami ekologicznymi. I tak gatunki roślin z liczbą D5 mogą być związane z różną wilgotnością gleb (F5, F4, F3, F2). Niską liczbę – D1 mają przeważnie te gatunki roślin, które związane są jednocześnie z niewielką wilgotnością podłoża (niską liczbą wilgotności „F”).

Oprócz skal ekologicznych omówionych dla ośmiu cech środowiska fizycznogeograficznego – istnieje jeszcze kilka innych, niestosowanych w prezentowanej pracy.

Skala zasolenia „S” wyraża ekologiczną reakcję gatunków roślin w stosunku do stężenia chlorków w roztworze glebowym; skala Ellenberga jest szczegółowa, 9-stopniowa od S0 – przypisana gatunkom roślin nie wytrzymujących zasolenia, do S9 – gatunków wskazujących na ekstremalne zasolenie. H. Ellenberg podaje zakres procentowy stężenia chlorków w roztworze glebowym w każdym przedziale skali, dla przykładu gatunki o liczbie S1 – wytrzymują zasolenie tylko w zakresie 0–0,1% Cl⁻, a gatunki o liczbie S9 wytrzymują stężenie chlorków nawet wyższe niż 2,3%. Skala „S” K. Zarzyckiego i in. (2002) wskazuje na odporność gatunków roślin w stosunku do zawartości NaCl i jest 2-stopniowa: 1 – gatunki tolerujące zwiększoną zawartością NaCl (fakultatywne halofity), 2 – gatunki głównie na glebach o zwiększonej zawartości NaCl (obligatoryjne halofity).

Warto wspomnieć, że w niektórych opracowaniach podawana jest skala dotycząca odporności gatunków na zawartość **metali ciężkich**. Należy pamiętać, że skala ta stosowana może być na obszarach o wysokiej koncentracji metali ciężkich, takich jak m.in. cynk (Zn) i ołów (Pb). I tak w zestawieniach H. Ellenberga i in. (1991) oraz K. Zarzyckiego i in. (2002) skale są niemal identyczne, tylko dwustopniowe i dotyczą: 1 – gatunków tolerujących zwiększoną zawartość metali ciężkich i 2 – gatunków wymagających zwiększonej zawartości metali ciężkich.

Istnieje jeszcze skala dotycząca **wartości paszowej** gatunków (Klapp i in. 1953). Dotyczy to szczególnie roślinności łąkowej oraz pastwisk i skala waha się, poza gatunkami trującymi [g], od [0] – gatunków bezwartościowych, do [8] – gatunków z bardzo wysoką wartością paszową.

4.3. PRZEGLĄD METOD INDYKACJI ŚRODOWISKA NA PODSTAWIE CHARAKTERYSTYKI FLORYSTYCZNO-EKOLOGICZNEJ PŁATU ROŚLINNEGO

Podstawą charakterystyki florystyczno-ekologicznej badanego płatu roślinności jest standardowy, ogólnie przyjęty schemat opisu – zdjęcie fitosocjologiczne. Zawiera ono następujące podstawowe informacje o konkretnym płacie: 1) skład gatunkowy, 2) pokrywanie – w klasach udziałów powierzchniowych poszczególnych gatunków, 3) warstwowość, tzn. strukturalna cecha zbiorowiska dotycząca jego pionowej budowy. Najczęściej wyróżniana jest warstwa drzew (a), krzewów (b), ziół (c) i warstwa przyziemna (d). Pożądane jest również podanie średniej wysokości (h) danej warstwy oraz pokrycia, tzn. udziału procentowego powierzchni zajętej przez wszystkie rośliny tworzące daną warstwę.

Ponadto zdjęcie fitosocjologiczne zawiera dane uzupełniające, do których należy: data wykonania zdjęcia fitosocjologicznego, dokładna lokalizacja wraz z opisem położenia w rzeźbie (nachylenie, ekspozycja) oraz bardzo często opis profilu glebowego.

Dla kilku gatunków pochodzących z różnych typów zbiorowisk roślinnych, tzn. należących do różnych klas fitosocjologicznych przedstawiono przykładowe tabele ich wymagań ekologicznych, według opisanych skal liczb wskaźnikowych różnych autorów (tab. 20), a także podano ich cechy biologiczne, demograficzne i odpornościowe (tab. 21).

Zdjęcia fitosocjologiczne łącznie z wykazem klasyfikacji i skal wskaźnikowych gatunków są podstawowym materiałem wyjściowym do określania charakterystyki florystyczno-ekologicznej płatu roślinnego, a na tej podstawie określonego typu fitocenozy (ryc. 5).

4.3.1. INDYKACJA STANU I PRZEMIAN ROŚLINNOŚCI

Na podstawie cech diagnostycznych gatunków roślin omówionych szczegółowo w podrozdziałach 4.1 ocenia się stan i zmiany samej roślinności – zbiorowisk roślinnych w pewnym sensie niezależnie od ich „ekologiczno-siedliskowego tła”. Rozpatruje się wówczas:

- udział gatunków (liczby i pokrycia) o określonych cechach morfoanatomicznych, demograficznych – sposobie rozsiewania (chorii) oraz typie zapylania (gamii);
- strukturę fitogeograficzną mierzoną udziałem gatunków o określonym zasięgu geograficznym;
- strukturę socjo-ekologiczną, mierzoną udziałem gatunków o określonym typie socjo-ekologicznym;

Tabela 20. Przykłady spektrów wymagań gatunków roślin z różnych klas fitosocjologicznych (typów zbiorowisk roślinnych) na podstawie skal ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga i in. (1991); Landota (1927); Zarzyckiego i in. (2002)

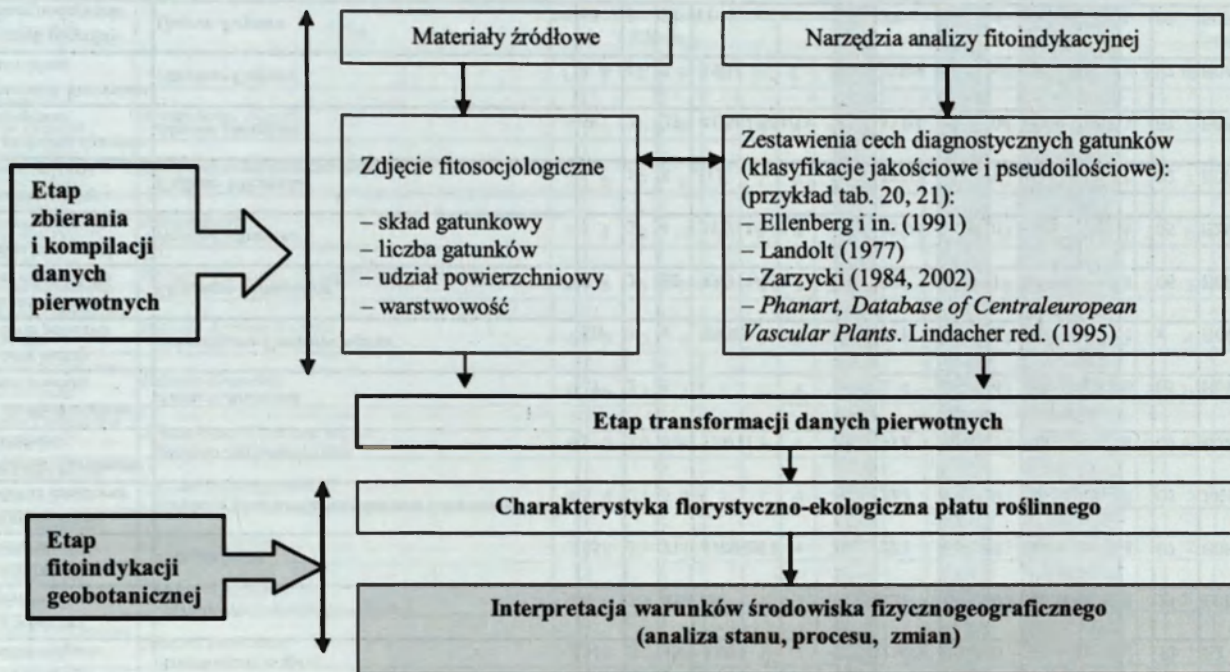
Nazwa gatunku	Klasa	Skale ekologicznych liczb wskaźnikowych																							
		Ellenberg						Landolt								Zarzycki									
		L	T	K	F	R	N	L	T	K	F	R	N	H	D	L	T	K	W	R	Tr	H	D		
Bylica pospolita <i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Artemisietea vulgaris</i>	7	6	0	6	0	8	4	4	3	3	3	4	3	4	5	4	3	3	4-5	4	2	4		
Perz właściwy <i>Agropyron repens</i>	<i>Agropyretea intermedio-repentis</i>	7	6	7	x	0	7	4	3	3	3	3	4	2	3	4	3-4	3	3	3-5	3-4	1-2	4		
Manna mielec <i>Glyceria maxima</i>	<i>Phragmitetea</i>	9	5	0	10	8	9	4	4	0	5	4	5	3	5	4	4-3	3	6	5	4-5	3	4-5		
Szczotlicha siwa <i>Corynephorus canescens</i>	<i>Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis</i>	8	6	5	2	3	2	5	5	2	1	2	1	3	3	4	4	3	2	3-5	2	1	3		
Rzeżucha łąkowa <i>Cardamine pratensis</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	4	0	0	6	0	0	3	3	2	4	3	4	4	4	4	4-3	3	4	3-4	4	2	4-5		
Czyszcica drobnokwiatowa <i>Acinos arvensis</i>	<i>Festuco-Brometea</i>	9	6	3	2	5	1	4	4	4	1	3	1	2	3	5	4-5	3	1-2	5	3	1-2	1-5		
Gnidosz błotny <i>Pedicularis palustris</i>	<i>Scheuchzero-Caricetea nigrae</i>	8	0	0	9	0	2	4	3	3	5	3	2	5	5	4	4-3	3	4-5	3	3	4	3		
Rosiczka okragłolistna <i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	8	4	3	9	1	1	4	3	3	5	2	1	5	5	4	4-3	3	5	1-3	1	3	3		
Jastrzębiec kosmaczek <i>Hieracium pilosella</i>	<i>Nardo-Callunetea</i>	7	0	3	4	0	2	4	3	4	2	3	2	3	4	5	5-2	3	2	3-5	2	2	2-4		
Wrzós zwyczajny <i>Calluna vulgaris</i>	<i>Calluno-Ulicetalia</i>	8	0	3	0	1	1	3	3	3	3	1	1	5	4	4	4-1	3	2-4	1-2	2	3-4	1-3		
Karbjeniec pospolity <i>Lycopus europaeus</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	7	6	5	9	7	7	3	4	3	5	3	3	5	5	3	4-3	3	5	4	4	2-3	4-5		
Borówka brusznica <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<i>Vaccinio-Piceetea</i>	5	0	5	4	2	1	3	2	3	3	2	2	4	4	3-4	4-1	3	2	1-2	2	3-4	2		
Podagrycznik pospolity <i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Querco-Fagetea</i>	5	5	3	6	7	8	2	3	3	3	3	4	4	4	3-4	4-3	3	3/4	4	4	4	2		

* Objasnienia w tabelach 12–19 oraz w tekście rozdziału 4.

Tabela 21. Przykłady cech diagnostycznych (biologicznych, demograficznych i odpornościowych) gatunków roślin z różnych klas fitosocjologicznych (typów zbiorowisk roślinnych)*

Nazwa gatunku	Klasa	LF	BA	AB	VT		BT		HMR		STR	EZ	SOG	Areal	
Bylica pospolita <i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Artemisietea vulgaris</i>	54	3	45	33/51	j**	21/33	ew	0	mb	c	1	12	E2	ea
Perz właściwy <i>Agropyron repens</i>	<i>Agropyretea intermedio-repentis</i>	6	3	45	561	w	22	we	0	mhcp	c	1	13	E0B0Z0	ea
Manna mielec <i>Glyceria maxima</i>	<i>Phragmitetea</i>	85	2	21	41/562/11	w	22	he	3	om	cs	1	07	E0F0H0	c
Szczotliha siwa <i>Corynephorus canescens</i>	<i>Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis</i>	5	2	5	3	w	22	we	0	om	cs	1	05	J0H0	e
Rzeżucha łąkowa <i>Cardamine pratensis</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	5	2	32	121/11	is	331	swe	3	om	csr	1	09	E0Z0	ea
Czyść cica drobnokwiatowa <i>Acinos arvensis</i>	<i>Festuco-Brometea</i>	47	2	5	x	i	x	we	4	om	csr	3	05	H0B0	e
Gnidosz błotny <i>Pedicularis palustris</i>	<i>Scheuchzero-Caricetea nigrae</i>	5H	3	x	33/564	i	331	w	1	om	x	1	x	BOE0	c
Rosiczka okrągłolistna <i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	5	2	62	33/311/11	sk	331	w	1	o	s	1	06	B0E0Z0	c
Jastrzębiec kosmaczek <i>Hieracium pilosella</i>	<i>Nardo-Callunetea</i>	5	2	4	312/11/563	isa	331/4	wea	0	omb	csr	1	05	E2B0	e
Wrzos zwyczajny <i>Calluna vulgaris</i>	<i>Calluno-Ulicetalia</i>	3	1	5	311	i	331/2	w	x	om	cs	1	02	B0E2	ews
Karbjeniec pospolity <i>Lycopus europaeus</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	58	2	23	41/562/564/11	i	331/4	s	0	omb	cs	1	07	E0H0	ewa
Borówka brusznica <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<i>Vaccinio-Piceetea</i>	3	1	5	55/11	i	331/4	v	x	om	cs	1	02	B0A0E0F0Z0	c
Podagrycznik pospolity <i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Quercu-Fagetea</i>	65	3	34	11	i	335	s	4	omb	c	1	03	E0F0Z0	ewa

* Opracowano na podstawie: Lindacher (1995); w szarych polach podano symbole zastosowane w opracowaniu D. Franka, S. Klotza (1990); Objasnienia w tabelach 2–11 oraz w tekście rozdziale 4.



Ryc. 5. Podstawowe etapy analizy fitoindykacyjnej
Basic consecutive steps of phytointicative analysis

- strukturę fitosocjologiczną, mierzoną udziałem gatunków o przynależności do określonej jednostki fitosocjologicznej (syntaksonu) – według W. Matuszkiewicza (2001);

- stopień naturalności (odkształcenia) – na podstawie: 1) udziału rodzimych (lub obcych) gatunków w danej fitocenozie, 2) udziału antropofitów (gatunków towarzyszących człowiekowi), 3) miary określającej proporcje między udziałem antropfitów i apofitów, (szczególnie dla obszarów o silnej antropopresji), 4) typu hemerobii;

- charakteru odporności na czynniki zewnętrzne – na podstawie typu strategii życia roślin, oraz odporności roślin na uszkodzenia mechaniczne (Kostrowicki 1981).

MIARY STOPNIA NATURALNOŚCI

Istnieje wiele sposobów określania stopnia naturalności (czy też przeciwnie stopnia odkształcenia) zbiorowisk roślinnych. Jednym z nich jest tzw. udział gatunków obcych porównujący istniejący skład florystyczny z abstrakcyjnym (idealnym) wzorcem syntaksonomicznym; w pozostałych określa się udział grup gatunków o odmiennej reakcji na działalność antropogeniczną.

a) udział gatunków obcych

Skład florystyczny każdego płatu roślinnego zakwalifikowany do określonej jednostki syntaksonomicznej (najczęściej zespołu) w hierarchicznym systemie fitosocjologicznym (Matuszkiewicz W., 2001) tworzą: 1) charakterystyczna kombinacja gatunków (tzn. gatunki charakterystyczne zespołu, związku, rzędu i klasy, gatunki wyróżniające zespół oraz gatunki towarzyszące, charakteryzujące się najwyższą stałością i podobnymi wymaganiami ekologicznymi), 2) gatunki przypadkowe, związane raczej z innymi syntaksonami. Gatunki wchodzące w skład charakterystycznej kombinacji gatunków oraz gatunki towarzyszące o wymaganiami ekologicznymi zgodnych z charakterem zbiorowiska można uznać za gatunki właściwe danej fitocenozie.

Gatunki charakterystyczne należące do obcych danemu zbiorowisku syntaksonów oraz gatunki przypadkowe o charakterze ekologicznym odbiegającym od danego typu zbiorowiska tworzą grupę gatunków obcych. Wskazują one na stopień i kierunek odkształcenia płatu roślinności od przyjętego wzorca syntaksonomicznego. Miarą stopnia zgodności danego płatu roślinnego ze wzorcem jest udział (w liczbie i pokrywaniu) gatunków obcych w składzie florystycznym.

Należy jednak pamiętać, że odkształcenia od stanu wzorcowego danego płatu roślinnego mogą być spowodowane dwoma różnymi grupami czynników: oddziaływaniami człowieka (antropogenicznymi) lub specyfiką warunków siedliskowych, odbiegających od przeciętnych dla danego typu zbiorowiska. Prezentowana miara jest pomocna przy rejestracji i analizie przemian antropogenicznych i procesów sukcesyjnych oraz przydatna do szybkiej oceny stopnia zachowania roślinności badanego terenu.

b) udział antropofitów

Opisane wyżej podejście jest bardzo przydatne przy określaniu zmian zachodzących przy stosunkowo niskim poziomie presji antropogenicznej. W przypadku jednak wysokiego natężenia działalności człowieka (np. na florę i roślinność miast, czy obszarów przemysłowych) miara naturalności traci swą czułość. Wygodniej jest wówczas stosować wskaźnik określający proporcje (w liczbie i pokrywaniu) między udziałem antropofitów i apofitów, czyli między gatunkami obcymi naturalnej florze danego terenu; takimi, które przywędrowały dzięki człowiekowi albo przetrwały lub powstały dzięki niemu i gatunkami rodzimymi występującymi na siedliskach stworzonych przez człowieka.

MIARA STOPNIA ODPORNOŚCI ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA USZKODZENIA MECHANICZNE

Opisana tu zostanie jedna z wielu metod określania stopnia odporności fitocenozy, ukierunkowana na specyficzny typ antropogenicznych oddziaływań zakłócających jej rozwój, a mianowicie deptanie (Kostrowicki 1981). Skala W (wrażliwości, czy odporności), wynika z wrażliwości gatunków ją tworzących. Jest to skala analogiczna do skal ekologicznych liczb wskaźnikowych określających wymagania gatunków w stosunku do cech klimatu (L – światła, T – temperatury, K – stopnia kontynentalizmu) oraz gleb (F – wilgotności, R – kwasowości, N – zawartości azotu).

Prezentowany poniżej wzór jest jednym z możliwych sposobów wyliczeń „obciążenia granicznego runa” (Kostrowicki 1981). Wielkość, tzw. obciążenia granicznego runa, jest określona przez średnią liczbę osób, które poruszając się w ciągu 8 godzin po powierzchni 1 ha mniej więcej jednorodnego płatu roślinności powodują uruchomienie procesów degradacyjnych, zmieniających trwale skład i strukturę fitocenozy:

$$O = W \times 5 \times S/N,$$

gdzie: O – obciążenie graniczne runa; W – średnia wrażliwość runa danej fitocenozy na mechaniczne niszczenie (deptanie), S – współczynnik spistości gruntu, N – współczynnik nachylenia stoku, 5 – współczynnik wy-

mierności (jako, że jedna osoba w ciągu 8. godzin penetruje mniej więcej 0,2 ha). Najważniejszą częścią wzoru jest określenie wartości W. Pozostałe wyrażenia mają jedynie wpływ modyfikujący.

Określenie średniej odporności fitocenozy otrzymuje się poprzez uśrednienie odporności poszczególnych gatunków roślin występujących w danym płacie. Wykorzystano przy tym zestawione wcześniej amplitudy odporności 542 gatunków roślin zielnych i stadiów młodocianych drzew i krzewów nizinno-wyżynnej części Polski (Kostrowicki 1981).

Analiza ta pozwala nie tylko określić wielkość obciążenia granicznego (w ujęciu jednorazowym, jak również tygodniowym) w różnych typach fitocenz, lecz daje również możliwość przewidywania zmian, jakie zająć mogą w fitocenzach pod wpływem omawianej formy antropopresji. Zmiany te polegające zarówno na eliminacji poszczególnych gatunków jak i przekształceniu struktury szaty roślinnej są znaczne nawet przy minimalnym natężeniu wydeptywania. Dodatkową wartość indykacyjną ma porównanie wartości wskaźnika z dwóch różnych okresów. Wzrost wartości wskaźnika (związany z wcześniejszą eliminacją gatunków mało odpornych) świadczy o istnieniu i rozmiarach tej formy antropopresji.

4.3.2. INDYKACJA STANU I PRZEMIAN WARUNKÓW ŚRODOWISKA ABIOTYCZNEGO

Podstawą oceny, zarówno zmienności przestrzennej jak i czasowej, wymagań roślinności względem warunków środowiska geograficznego (diagnoz siedliskowych) jest pełny skład gatunkowy zbiorowiska roślinnego podany w zdjęciu fitosocjologicznym (ryc. 5), choć analizę fitoindykacyjną dla określonego zbiorowiska można przeprowadzać np. tylko na podstawie udziału (liczby, i/lub pokrycia) gatunków charakterystycznych, charakterystycznej kombinacji gatunków, czy gatunków dominujących, a także grup ekologicznych gatunków, zwłaszcza o skrajnych wymaganiach względem warunków środowiska fizycznogeograficznego.

Dla takiej analizy najpewniejsze i najdokładniejsze są metody bezpośrednie, które jak pisze A.S. Kostrowicki (1992) łączą różnorodne ujęcia statystyczno-porównawcze, a celem ich jest określenie rozkładu wartości obiektu indykowanego w badanym polu indykacji, np. rozkładu kwasowości gleb w danym płacie roślinnym czy też w zbiorowisku o określonej przynależności syntaksonomicznej. Przy czym rozkład ten i wynikająca zeń średnia mogą być ujmowane, jako tzw. ekologiczne pole spotkań, czyli miejsce na siatce zależności XY, w którym spotykają się amplitudy wszystkich elementów wskaźnikowych (populacji, gatunków) występujących w danym polu indykacyjnym, bądź też jako amplituda zmienności cech

tych obiektów w tymże polu. W obu ujęciach stosuje się różne techniki przetwarzania informacji jednostkowych, np. średnią arytmetyczną grup ekologicznych (Scamoni 1967), średnią ważoną (Ellenberg 1952), medianę (Ramienski i in. 1956), iloczyn kartezjański, (Kostrowicki, Wójcik 1972) oraz rachunek wektorowy (Müller 1960).

Przedstawiony w tym rozdziale przegląd metod, a raczej klasyfikacji oraz skal z zakresu fitoindykacji geobotanicznej nie wyczerpuje wszystkich miar, które mogą być stosowane do oceny roli flory i roślinności jako wskaźników warunków środowiska fizycznogeograficznego. Stanowi natomiast pewną kompilację rozproszonych informacji oraz pokazuje możliwości różnorodnego wykorzystania skal i metod fitoindykacyjnych w analizach stanu i zmian komponentów środowiska, co zostanie zilustrowane przykładami na dalszych stronach tej pracy.

„.....jeżeli zasiąg jest obiektem geografii to czym jest nauka o rozmieszczeniu roślin i roślinności? ...Czy jest ona jednym z rozdziałów botaniki (botaniką geograficzną), czy też tylko częścią geografii mianowicie geografii roślin?”

Józef Paczoski (1933)

5. TERENY BADAŃ I MATERIAŁY ŹRÓDŁOWE

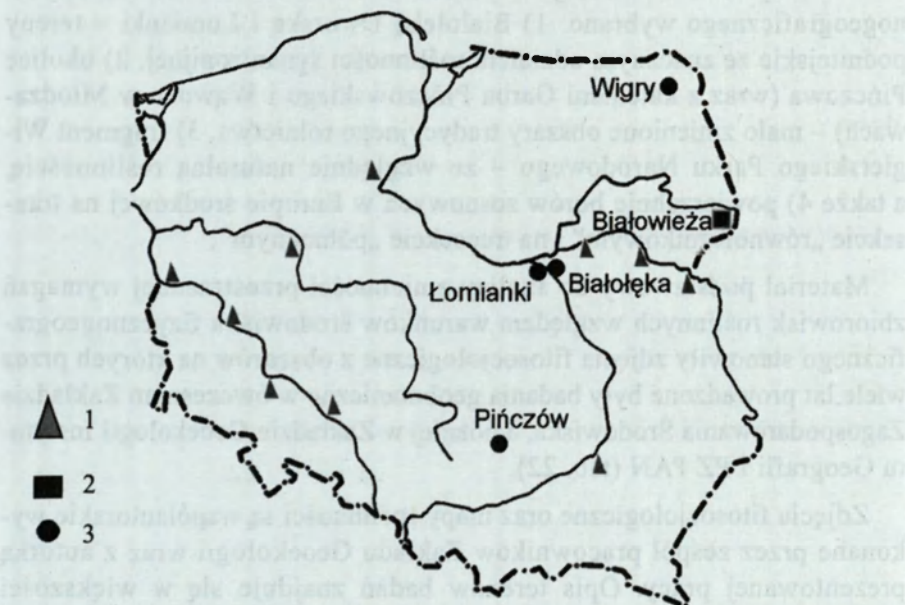
Do oceny roli roślinności jako wskaźnika warunków środowiska fizycznogeograficznego wybrano: 1) Białąkę Dworską i Łomianki – tereny podmiejskie ze znacznym udziałem roślinności synantropijnej, 2) okolice Pińczowa (wraz z katenami Garbu Pińczowskiego i Wąwozu w Młodzawach) – mało zmienione obszary tradycyjnego rolnictwa, 3) fragment Wigierskiego Parku Narodowego – ze względnie naturalną roślinnością, a także 4) powierzchnie borów sosnowych w Europie środkowej na transekcje „równoleżnikowym” i na transekcje „północnym”.

Materiał podstawowy do analizy zmienności przestrzennej wymagań zbiorowisk roślinnych względem warunków środowiska fizycznogeograficznego stanowiły zdjęcia fitosocjologiczne z obszarów na których przez wiele lat prowadzone były badania geobotaniczne w ówczesnym Zakładzie Zagospodarowania Środowiska, a później w Zakładzie Geoekologii Instytutu Geografii i PZ PAN (tab. 22).

Zdjęcia fitosocjologiczne oraz mapy roślinności są współautorskie wykonane przez zespół pracowników Zakładu Geoekologii wraz z autorką prezentowanej pracy. Opis terenów badań znajduje się w większości w materiałach publikowanych. Jedynie opis katen wigierskich wraz z ich rozmieszczeniem, zawarty został w rozdziale 9 – taka spójność opisu terenu wraz z omówieniem postawionego problemu wydała się bardziej korzystna. Do analizy płatu roślinnego jako wskaźnika warunków środowiska fizycznogeograficznego wykorzystano zaczerpnięte z literatury, publikowane zdjęcia fitosocjologiczne J.B. Falińskiego (1966) oraz T. Załuskiego (1995). Zdjęcia fitosocjologiczne opisujące zbiorowiska łąkowe należące do związku *Arrhenatherion elatioris* i *Calthion palustris*, których autorem jest J.B. Faliński (1966) pochodzą z Puszczy Białowieckiej, natomiast

Tabela 22. Tereny badań wykorzystane do analiz fitoindykacyjnych

Teren badań	Liczba zdjęć fitosocjologicznych	Powierzchnia w km ²	Skala kartowania
Katany			
Wigierski Park Narodowy	19	–	
Garb Pińczowski	26	–	
Wąwóz w Młodzawach	5	–	
Obszary			
Białoleka Dworska	580	4	1:10 000
Łomianki	200	38	1:50 000
Pińczów	371	92	1:25 000
Układy ponadregionalne		Długość w km	
Transekt równoleżnikowy	10	1800 (20° dł. geogr. wsch.)	
Transekt północny	10	2000 (20° szer. geogr. pn)	



Ryc. 6. Lokalizacja obszarów badawczych i stanowisk w Polsce. 1 – rozmieszczenie zdjęć fitosocjologicznych (związek *Cnidion dubii*) wykonanych przez Załuskiego (1995); 2 – obszar, z którego pochodzą zdjęcia fitosocjologiczne (związki: *Arrhenatherian elatioris*, *Calthion palustris*) wykonane przez J.B. Falińskiego (1966); 3 – lokalizacja obszarów modelowych i układów katenalnych

Location of study areas and sites in Poland. 1 – distribution of phytosociological relevés (*Cnidion dubii* alliance) elaborated by T. Załuski (1995); 2 – the study area with location of phytosociological relevés (*Arrhenatherian elatioris*, *Calthion palustris* alliances elaborated by J. B. Faliński (1966); 3 – location of study areas and catenas

– należące do związku *Cnidion dubii*, których autorem jest T. Załuski (1995) pochodzą z dolin większych rzek – Odry, Warty, Wisły i Bugu. Lokalizację obszarów i powierzchni badawczych zaprezentowano na schematycznych mapach Polski i Europy (ryc. 6–8).

OBSZAR MODELOWY BIAŁOŁĘKA DWORSKA

Prowadzone w latach 1976–1981 badania w ówczesnym Zakładzie Zagospodarowania Środowiska IG i PZ PAN, przy udziale Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego na obszarze przyszłego osiedla mieszkaniowego w Białoleńce Dworskiej położonej w północno-wschodniej części wielkiej Warszawy stanowiły część prac w ramach tematu „*Ekofizjograficzne podstawy kształtowania środowiska osiedla mieszkaniowego Białoleńka Dworska*”, realizowanego na potrzeby programu rządowego PR – 5 „*Kompleksowy rozwój budownictwa mieszkaniowego*”.

Białoleńka Dworska położona jest w dolinie Wisły na tarasie akumulacyjnym. Północno-wschodnią część otacza pas wydmy. Na dużej przestrzeni występują żyzne mady wiślane. Cały obszar Białoleńki Dworskiej był silnie przekształcony w wyniku gospodarki. Podczas badań większość obszaru zajmowały pola uprawne i ogrody, a tereny o uboższych glebach były zalesione. Wyodrębniono na tym obszarze cztery najbardziej typowe siedliska roślinności potencjalnej: grądu, łęgu, boru mieszanego i boru świeżego (Bańkowska, Garbarczyk 1982; Roo-Zielińska 1981, 1982).

OBSZAR MODELOWY ŁOMIANKI

Ocena środowiska przyrodniczego obszaru modelowego Łomianki na podstawie zróżnicowania roślinności stanowiła część opracowania, którego celem ogólnym było poznanie charakteru i kierunków przemian, jakie zachodziły i zachodzą w środowisku geograficznym (zarówno przyrodniczym jak i społeczno-gospodarczym) tego rejonu pod wpływem oddziaływania wielkiego miasta (Roo-Zielińska, Solon 1988, 1992). Korzystano wówczas częściowo ze zdjęć fitosocjologicznych wykonanych przez pracowników ówczesnego Instytutu Ekologii PAN.

OBSZAR MODELOWY PIŃCZÓW

Od lat pięćdziesiątych XX wieku obszar Poniądza był przedmiotem badań naukowych wielu placówek, zarówno Polskiej Akademii Nauk jak i szkół wyższych. W latach 1959–1966 prowadzono badania fizycznogeograficzne powiatu pińczowskiego (Kondracki 1966). W latach 1960–1961 A.S Kostrowicki wykonał ponad 400 zdjęć fitosocjologicznych w zbiorowiskach roślinnych Pińczowa. Istniały więc obszerne materiały pozwalające

na powtórzenie studiów na tym obszarze. W roku 1983 zespół pracowników ówczesnego Zakładu Zagospodarowania Środowiska IG i PZ PAN pod kierunkiem A.S. Kostrowickiego rozpoczął badania geobotaniczno-krajobrazowe na tym samym terenie. Zaowocowały one obszerną monografią (Kostrowicki, Solon 1994) i wieloma innymi opracowaniami (Kostrowicki i in. 1991; Roo-Zielińska 1993; Roo-Zielińska, Solon 1990, 1991, 1994a, b). Początkowo badania były prowadzone w ramach problemu międzyresortowego I.25 pt. „Przemiany środowiska geograficznego Polski”, a ukończone w ramach Programu Badań Podstawowych 03.13 pt. „Ewolucja środowiska geograficznego Polski”.

Obszar Poniidzia charakteryzuje się ogromnym zróżnicowaniem warunków fizycznogeograficznych i form antropopresji. Poza przeważającymi oddziaływaniami gospodarki rolnej i leśnej, istotne znaczenie ma wpływ odkrywkowych kopalń surowców budowlanych, przemysłu rolno-spożywczego, jak też intensywnie rozwijającego się miasta. Charakterystykę środowiska geograficznego, flory i roślinności, a także innych składowych (min. analizę historyczną, antropogeniczne przeobrażenia rzeźby) omawianego obszaru zawiera *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa* (Kostrowicki, Solon 1994).



Ryc. 7. Rozmieszczenie powierzchni badawczych na transekcie równoleżnikowym (źródło: Breymeyer 1998, zmienione)

Distribution of study sites within a latitudinal W-E transect (source: Breymeyer 1998, modified)



Ryc. 8. Lokalizacja powierzchni badawczych na transekcie północnym: ES – Estonia; FN – Finlandia; NO – Norwegia; LT – Łotwa; LI – Litwa; PL – Polska (źródło: Breymeyer 2003)

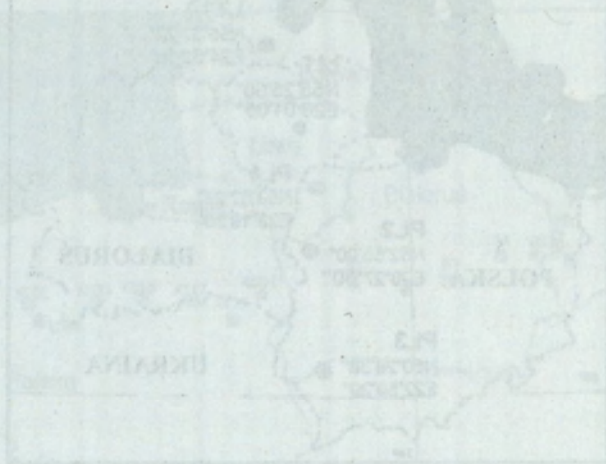
Distribution of study sites within a N-S transect : ES – Estonia, FN – Finland, NO – Norway, LT – Latvia, LI – Lithuania, PL – Poland (source: Breymeyer 2003)

TRANSEKTY – RÓWNOLEŻNIKOWY I PÓŁNOCNY W EUROPIE

W Zakładzie Geoekologii IG i PZ PAN przez 10 lat (1992–2002) prowadzono badania nad zróżnicowaniem struktury i funkcjonowania borów sosnowych w gradientach zmian klimatu. Zbiorowiska te należą do klasy *Vaccinio-Piceetea*, tzn. eurosyberyjskich, acidofilnych, oligo i mezotroficznych zbiorowisk z przewagą szpilkowych gatunków drzew, krzewinek i mszaków (Matuszkiewicz W. 2001) i dwóch związków *Dicrano-Pinion* i *Phyllodoco-Vaccinion*.

Wytoczono w Europie Środkowej i Północnej dwa transekty: 1) równoleżnikowy (10 powierzchni borów sosnowych zlokalizowano: w Niemczech, Polsce i na Białorusi – ryc. 7) i 2) transekt północny (10 powierzchni wybrano w Norwegii, Finlandii, Estonii, Łotwie, Litwie i w Polsce – ryc. 8).

Badania na dwóch transektach tzw. równoleżnikowym i północnym czekały się dużych opracowań – „*Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*” (Breymeyer, Roo-Zielińska 1998) oraz „*Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*” (Breymeyer, Reed 2003).



„...koncepcja gatunków charakterystycznych wynika z przeświadczenia, że gatunki roślin wykazują różnice w zakresie tolerancji ekologicznej i na tej koncepcji opiera się uzasadnienie fitosocjologicznej metody fitoindykacji.....”

Władysław Matuszkiewicz (1981)

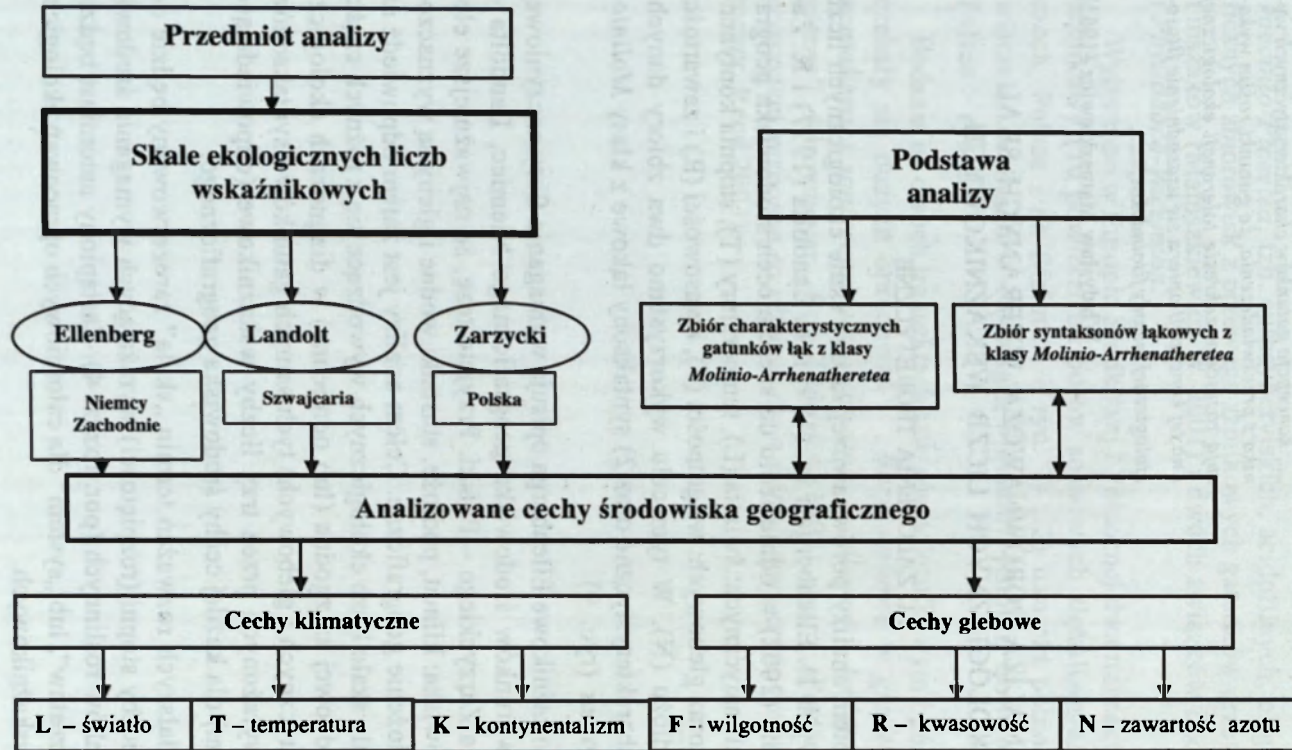
6. ANALIZA PORÓWNAWCZA WYBRANYCH SKAL EKOLOGICZNYCH LICZB WSKAŹNIKOWYCH

6.1. ZAŁOŻENIA TEORETYCZNE

Przedmiotem analizy porównawczej są trzy skale ekologicznych liczb wskaźnikowych H. Ellenberga i in. (1991), E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego i in. (2002) w odniesieniu do sześciu cech środowiska geograficznego – klimatycznych: światła (L), temperatury (T), stopnia kontynentalizmu (K) oraz glebowych: wilgotności (F), kwasowości (R) i zawartości azotu w podłożu (N). W tym celu wykorzystano dwa zbiory danych: 1) gatunki charakterystyczne oraz 2) syntaksony łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (ryc. 9).

Liczyby wskaźnikowe Ellenberga opisują wymagania flory naczyniowej względem warunków środowiska geograficznego Niemiec, Landolta – Szwajcarii, a Zarzyckiego – Polski. Przyjęto tezę, że najważniejsze elementy środowiska: klimat, podłoże, stosunki wodne i gleby są wyznaczone przez położenie geograficzne. Celem analizy jest zatem odpowiedź na pytanie, na ile skale liczb ekologicznych wywodzące się z różnych części Europy Środkowej są zgodne (lub odmienne) w diagnozach ekologicznych (klimatycznych i glebowych) tych samych gatunków i syntaksonów łąkowych wyrażonych przez trzy liczby wskaźnikowe (odpowiadające trzem skalom) dla każdej cechy środowiska geograficznego.

W toku dalszych rozważań termin „skala” zarezerwowany będzie do określenia liczby stopni (rozpiętości) wyrażających wymagania środowiskowe gatunków roślinnych (por. rozdz. 4). Zastąpiony natomiast będzie terminami „zestaw”, lub „system” dla całościowych opracowań ekologicznych liczb wskaźnikowych.



Ryc. 9. Trzy skale ekologicznych liczb wskaźnikowych (Ellenberg, Landolt, Zarzycki) jako przedmiot analizy porównawczej i wykorzystane w tym celu elementy.

Three scales of ecological indicator values (Ellenberg, Landolt, Zarzycki), the basis of as well as components used in comparative analysis

Porównania trzech systemów liczb ekologicznych podjęto się z kilku powodów: 1) brak jest w literaturze tego typu porównań, a jeśli są to dotyczą najwyżej dwóch systemów (Dzwonko, Loster 2000; Kozłowska 1991), 2) pochodzą z Europy Środkowej, 3) charakteryzują te same czynniki środowiska przyrodniczego – klimatyczne i glebowe oraz 4) podają skale ekologiczne, których podstawą jest zbliżona idea (por. rozdz. 4).

Nie wchodząc w szczegóły tworzenia systemów fitosocjologicznych, które czytelnik znajdzie w „Przewodniku do oznaczania zbiorowisk roślinnych” W. Matuszkiewicza (2001), należy w tym miejscu krótko zasygnalizować kryteria wyróżniania jednostek fitosocjologicznych (syntaksonów). Podstawowym syntaksonem jest zespół, tzn. abstrakcyjnie ujęty, terytorialnie ograniczony, najniższy hierarchicznie typ fitocenozy, który na danym obszarze stanowi swoistą charakterystyczną kombinację gatunków, różniącą się od innych udziałem przynajmniej jednego własnego gatunku charakterystycznego. Kategoriami syntaksonomicznymi powyżej zespołu są: związki zespołów, rzędy zespołów, klasy zespołów. Każda z tych kategorii ma swoje gatunki charakterystyczne, które mają „punkt ciężkości” w danej jednostce fitosocjologicznej (Matuszkiewicz W. 2001). Choć są to wskaźniki „abstrakcyjne” w odróżnieniu od „realnych” (por. rozdz. 3), to jednak porównanie na ich podstawie systemów liczb wskaźnikowych, a także charakterystyka syntaksonów według cech diagnostycznych wchodzących w ich skład gatunków może nieco „sprecyzować” i przybliżyć charakter ekologiczny zbiorowisk łąkowych.

Rozdział ten obejmuje następujące główne zagadnienia:

1) porównanie systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych: H. Ellenberga i in. (1991), E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego i in. (2002) na przykładzie : a) zbioru gatunków charakterystycznych łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, oraz b) udziału gatunków tego zbioru w poszczególnych syntaksonach tej klasy,

2) analizę różnic i zgodności między porównywanymi systemami liczb wskaźnikowych, co do oceny wymagań środowiskowych gatunków roślin i jednostek fitosocjologicznych.

6.2. METODY ANALIZY

Dokładną charakterystykę jednostek syntaksonomicznych zbiorowisk łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, znajdzie Czytelnik w *Przewodniku do oznaczania zbiorowisk roślinnych* W. Matuszkiewicza (2001), w prezentowanej rozprawie podano tylko syntetyczny ich opis (tab. 23).

Tabela 23. System florystyczno-fitosocjologiczny łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i ich charakterystyka ekologiczno-siedliskowa*

Kategorie syntaksonomiczne	Jednostka fitosocjologiczna	Charakterystyka florystyczno-ekologiczna*
Klasa	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	pólnaturalne i antropogeniczne darniowe zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe na mezo- i eutroficznych niezabagnionych glebach mineralnych i organiczno-mineralnych, czasem także na zmineralizowanych i podsuszonych murszach
Rząd	<i>Plantaginietalia majoris</i>	antropogeniczne, umiarkowanie nitrofilne zbiorowiska dywanowe, miejsc silnie wydeptywanych, złożone z gatunków znoszących uszkodzenia mechaniczne i tworzące niskie, przylegające do ziemi murawy, składają się z niewielu gatunków
Związek	<i>Polygonion avicularis</i>	zbiorowiska dywanowe występujące w różnych strefach klimatycznych, o prawie kosmopolitycznym zasięgu, na różnorodnych podłożach z optimum na drobnoziarnistych glebach gliniastych i pyłowych, pospolicie na ścieżkach, przydrożach, poboczach
Rząd	<i>Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae</i>	
Związek	<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>	jedyny w środkowej Europie związek półnaturalnych, rozłogowych traw i płożących się roślin dwuliściennych tworzących niskie murawy na miejscach okresowo zalewanych lub podtapianych, w dolinach większych rzek lub jezior, występują na żyznych glebach mineralnych, zasobnych w azot, przeważnie drobnoziarnistych, o zagęszczonej strukturze i małej porowatości, stąd źle przewietrzanych, trwale wilgotnych, a okresowo nawet przewodnionych
Rząd	<i>Molinietalia caeruleae</i>	mezo- i eutroficzne łąki kośne oraz ziołorośla nadrzeczne, trwale lub okresowo wilgotne rozpowszechnione na niżu i w piętrze pogórza
Związek	<i>Filipendulion ulmariae</i>	częściowo naturalne zbiorowiska ziołoroślowe złożone z wysokich bylin dwuliściennych występujące wzdłuż cieków wodnych, na dostatecznie wilgotnych miejscach, nie koszonych (lub koszonych wyjątkowo)
Związek	<i>Molinion caeruleae</i>	antropogeniczne zbiorowiska jednokośnych i nie nawożonych łąk trzęślicowych zmiennowilgotnych na glebach mineralnych o szerokiej amplitudzie troficznej: od kwaśnych siedlisk mezotroficznych do bardzo żyznych zasadowych, zawierających węglan wapnia; kształt zbiorowiska determinuje sposób koszenia najwyżej raz w roku na ściótkę dla bydła, łąki te zanikają w środkowej Europie
Związek	<i>Calthion palustris</i>	antropogeniczne zbiorowiska meliorowanych i dobrze nawożonych dwu- i wielokośnych łąk wilgotnych i mokrych

Związek	<i>Cnidion dubii</i>	zbiorowiska wilgotnych łąk selemnicowych, ekstensywnie zagospodarowanych, położonych na żyznych aluwialach w środkowym i dolnym odcinku dolin wielkich rzek, zalewane przez wody powodziowe mają jednak okresy przesuszenia
Rząd	<i>Arrhenatheretalia</i>	niżowe i górskie antropogeniczne zbiorowiska użytków zielonych na żyznych, świeżych glebach mineralnych, bez śladów zabagnienia
Związek	<i>Arrhenatherion elatioris</i>	łąki łąkowe – bogate florystycznie zbiorowiska wysoko produktywnych łąk wielokośnych na niżu i w niższych położeniach górskich
Związek	<i>Cynosurion</i>	ubogie florystycznie wyspecjalizowane zbiorowiska żyznych pastwisk na niżu i w niższych położeniach górskich, bardzo pospolite w całej Polsce na obszarze siedliskowym lasów łąkowych

* Źródło: Matuszkiewicz W. (2001)

Skale ekologiczne trzech autorów, mimo, iż cechuje je ta sama koncepcja i myśl przewodnia, różnią się liczbą stopni – por. rozdz. 4. Skala Zarzyckiego i in. (2002), choć opisana 5. stopniami w wielu przypadkach określa amplitudę wymagań gatunków zakresem liczb wskaźnikowych. W wyniku konsultacji autorki rozprawy z profesorem K. Zarzyckim, zaproponował On, aby w takich przypadkach przyjąć wartość średnią zakresu wartości liczb wskaźnikowych. I tak dla przykładu: trzęślica modra *Molinia caerulea* przy zakresie wilgotności W 4–5 otrzymała wartość W4,5. Zatem dla porównania trzech systemów na podstawie pierwszego zbioru danych – charakterystycznych gatunków łąkowych przyjęto oryginalne skale H. Ellenberga i in. (1991) oraz E. Landolta (1977) i nieco zmodyfikowaną skalę K. Zarzyckiego i in. (2002).

System Ellenberga określa tzw. „liczbą 0” szeroką amplitudę ekologiczną gatunków, które nie mają wartości wskaźnikowej. Dla tych z nich, w zdecydowanej większości przypadków, E. Landolt (1977) podaje wartości przeciętne, a K. Zarzycki i in. (2002) – przeciętne lub szeroki zakres liczb wskaźnikowych. Dla przykładu *Molinia caerulea*, dla której podany został zakres „R” 1–5 może występować zarówno na glebach bardzo kwaśnych (R1), jak również zasadowych (R5), co oznacza, że gatunek ten nie jest wskaźnikiem odczynu gleb.

Każdy analizowany czynnik środowiska przyrodniczego został porównany w następujących kombinacjach systemów: Ellenberga i Landolta, Ellenberga i Zarzyckiego, Landolta i Zarzyckiego. Nie brano pod uwagę gatunków o szerokiej amplitudzie ekologicznej oraz tych, dla których brakowało informacji. W tych przypadkach zostały one usunięte także z systemu porównywanego, toteż w „parach” systemów porównywana była ta sama liczba gatunków (choć była różna między cechami i parami systemów). Kolejne etapy analizy porównawczej ilustruje rycina 10.

Tabela 24. Amplituda ekologiczna, wartości średnie ($\bar{x}$) i odchylenie standardowe (s) dla par porównywanych systemów liczb wskaźnikowych na podstawie zbioru charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molnio-Arrhenatheretea*

Skala	Cechy środowiska fizycznogeograficznego											
	Światło (L)				Temperatura (T)				Kontynentalizm (K)			
	liczba gatunków	min-max	$\bar{x}$	s	liczba gatunków	min-max	$\bar{x}$	s	liczba gatunków	min-max	$\bar{x}$	s
Ellenberg	133	4-9	7,17	0,87	91	3-7	5,70	0,75	115	2-7	3,96	1,41
Landolt		2-5	3,61	0,53		2-5	3,65	0,67		2-4	2,90	0,38
Ellenberg	142	4-9	7,18	0,82	99	3-7	5,75	0,76	124	2-8	4,05	1,47
Zarzyckiego		3-5	4,12	0,42		3-5	3,71	0,37		2-4	2,96	0,27
Landolt	138	2-5	3,61	0,53	136	2-5	3,49	0,66	136	2-4	2,91	0,48
Zarzyckiego		3-5	4,11	0,43		3-5	3,57	0,41		2-4	2,96	0,26

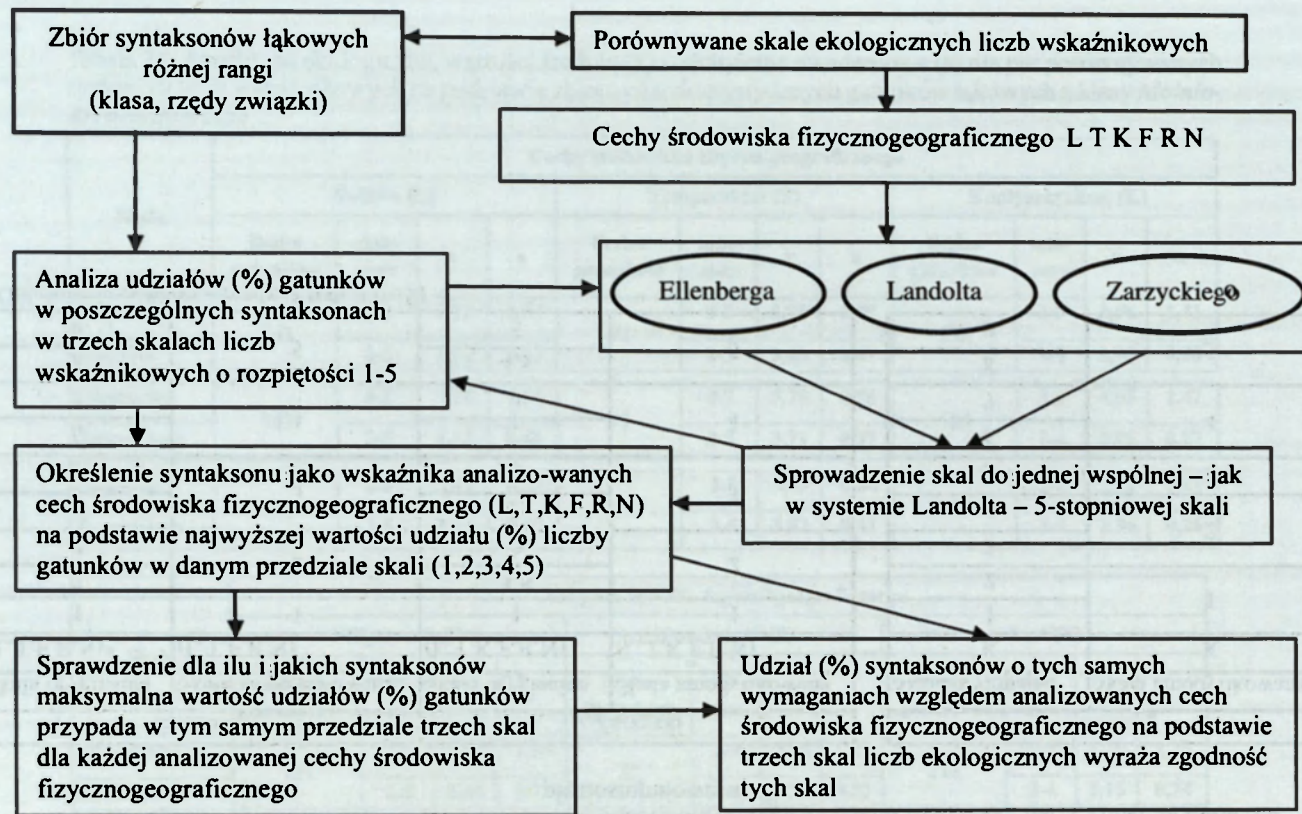
Skala	Cechy środowiska fizycznogeograficznego											
	Wilgotność (F)				Kwasowość (R)				Azot (N)			
	liczba gatunków	min-max	$\bar{x}$	s	liczba gatunków	min-max	$\bar{x}$	s	liczba gatunków	min-max	$\bar{x}$	s
Ellenberg	121	3-9	6,47	1,39	83	3-9	6,84	1,29	115	1-8	4,58	1,78
Landolt		2-5	3,44	0,71		2-4	3,33	0,57		2-4	3,15	0,74
Ellenberg	127	3-9	6,58	1,39	85	3-9	6,85	1,28	120	1-8	4,6	1,75
Zarzyckiego		2,5-5	3,73	0,64		2-5	4,18	0,46		2-4,5	3,61	0,48
Landolt	138	1-5	3,38	0,7	123	2-4	3,25	0,51	138	2-4	3,15	0,71
Zarzyckiego		2,5-5	3,7	0,6		3,5-5	4,16	0,36		2-4,5	3,64	0,46

Tabela 25. Sposób sprowadzenia dwóch skal – Ellenberga i Zarzyckiego do jednej wspólnej – jak w systemie Landolta - pięciostopniowej skali.

Ellenberg		Zarzycki	
Skala oryginalna	Skala zmodyfikowana	Skala oryginalna	Skala zmodyfikowana
(L,T,F,R,N)*	(L,T,F,R,N)	(L,T,K,F,R,N)	(L,T,K,F,R,N)
1	1	1	1
2	2	1,5	2
3		2	
4	3	2,5	3
5		3	
6	4	3,5	4
7		4	
8	5	4,5	5
9		5	

Ellenberg	
Skala oryginalna	Skala zmodyfikowana
K	K
1	1
2	
3	2
4	
5	3
6	4
7	
8	5
9	

* Objasnienia symboli – rozdz. 4 (tab. 12–19)



Ryc. 11. Schemat porównania trzech skal ekologicznych liczb wskaźnikowych: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego na podstawie syntaksonów łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* dla każdej z sześciu cech środowiska fizycznogeograficznego: światła (L), temperatury (T), stopnia kontynentalizmu (K), wilgotności gleb (F), ich kwasowości (R) oraz zawartości azotu (N)

The scheme of the comparison of three ecological indicator values scales: Ellenberg's, Landolt's, Zarzycki's. The ecological indicator values are compared on the basis of characteristic meadow syntaxa belonging to the *Molinio-Arrhenatheretea* class. Each one of six features of geographic environment were used, namely (a) climatic ones, light (L), temperature (T), continentality (K) and (b) soil related, moisture (F), acidity (R), nitrogen content (N)

6.3. WYNIKI

6.3.1. ANALIZA PORÓWNAWCZA SYSTEMÓW EKOLOGICZNYCH LICZB WSKAŹNIKOWYCH NA PODSTAWIE ZBIORU CHARAKTERYSTYCZNYCH GATUNKÓW ŁĄK Z KLASY *MOLINIO-ARRHENATHERETEA*

PORÓWNANIE SKAL WYMAGAŃ GATUNKÓW ROŚLIN – WSKAŹNIKÓW INTENSYWNOŚCI ŚWIATŁA [L]

SKALE ELLENBERGA I LANDOLTA

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników intensywności światła jest zróżnicowana i waha się w zakresie L_E 4¹¹–9; L_L 2–5 (tab. 26A), choć według analizowanych skal większość gatunków łąkowych jest wskaźnikami stanowisk umiarkowanego światła (L_E 6–7 – 63,3%; L_L 4 – 61,0 %) – tab. 26B. Landolt te same gatunki ocenia jako wskaźniki umiarkowanego cienia (L_L 3) i umiarkowanego światła (L_L 4), natomiast Ellenberg jako siedlisk umiarkowanie (L_E 6–7) oraz w pełni naświetlonych (L_E 8–9) – tab. 26A i B. Całkowita zgodność porównywanych systemów dotycząca oceny wymagań względem intensywności światła dotyczy tylko 33,2% gatunków (tab. 26A).

Tabela 26. Porównanie skal Ellenberga i Landolta. Gatunki roślin – wskaźniki intensywności światła [L]. A – Udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – Udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A

L. gat.	% l. gat.	L E	L L
1	0,8	4	2
1	0,8	4	3
1	0,8	5	4
12	9,0	6	3
9	6,8	6	4
1	0,8	7	2
28	21,1	7	3
34	25,6	7	4
7	5,3	8	3
33	24,8	8	4
1	0,8	8	5
1	0,8	9	3
4	3,0	9	4

B

L E	% gat.	stanowiska	% gat.	L L
1	0,0	głębokiego cienia	0,0	1
2 - 3	0,0	cienia	1,6	2
4 - 5	2,4	umiarkowanego cienia	37,0	3
6 - 7	63,3	umiarkowanego światła	61,0	4
8 - 9	34,7	pełnego światła	0,8	5

L_E – skala „L” Ellenberga

L_L – skala „L” Landolta

 zgodność porównywanych skal

44

33,2

¹¹ Pierwsza litera oznacza cechę, która podlega analizie (L – światło, T – temperatura, K – kontynentalizm, F – wilgotność, R – kwasowość, N – zawartość azotu w glebie), druga litera – oznacza pierwszą literę nazwiska autora skali (E – Ellenberg, Z – Zarzycki, L – Landolt), cyfry – oznaczają zakres zmienności skali <http://rcin.org.pl>

SKALE ELLENBERGA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników intensywności światła jest zróżnicowana i waha się w zakresie L_E 4–9; L_Z 3–5, tzn. że preferują one stanowiska zarówno umiarkowanego cienia, jak również pełnego światła (tab. 27A), choć większość gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* to wskaźniki stanowisk umiarkowanego światła (L_E 6–7 – 64,1%; L_Z 3,5–4 – 80,3 %) – tab. 27B. Ellenberg i Zarzycki oceniają podobnie zbiór gatunków łąkowych jako umiarkowanego i pełnego światła, a różnice dotyczą tylko jednego stopnia skali (tab. 27A i B). Na uwagę zasługuje fakt, że Zarzycki częściej, ocenia te same gatunki jako światłozadne, niż Ellenberg, który uważa je za wskaźniki obszarów umiarkowanego cienia (tab. 27A). Całkowita zgodność rozpatrywanych systemów dotycząca oceny wymagań względem natężenia światła dotyczy 65,5% całego zbioru gatunków (tab. 27A).

Tabela. 27. Porównanie skal Ellenberga i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki intensywności światła [L]; A – Udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – Udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A					B				
L. gat.	% l. gat.	L E	L Z		L E	% gat.	stanowiska	% gat.	L Z
1	0,7	4	3		1	0,0	głębokiego cienia	0,0	1
1	0,7	4	4		2 - 3	0	cienia	0,0	1,5-2
1	0,7	5	4		4 - 5	2,1	umiarkowanego cienia	2,1	2,5-3
2	1,4	6	3,5		6 - 7	64,1	umiarkowanego światła	80,3	3,5-4
16	11,3	6	4		8 - 9	33,8	pełnego światła	17,6	4,5-5
1	0,7	6	4,5						
3	2,1	6	5						
2	1,4	7	3						
5	3,5	7	3,5						
55	38,7	7	4						
2	1,4	7	4,5						
5	3,5	7	5						
31	21,8	8	4						
12	8,5	8	5						
3	2,1	9	4						
2	1,4	9	5						
93	65,5								

L_E – skala „L” Ellenberga

L_Z – skala „L” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

SKALE LANDOLTA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników intensywności światła jest zróżnicowana i waha się w zakresie L_L 2–5; L_Z 3–5, choć większość z nich jest indykatorami stanowisk umiarkowanego światła (L_L 4 – 60,9%; L_Z 3,5–4 – 79,7%) – tab. 28B. Landolt te same gatunki ocenia średnio o 0,5 do 2 stopni niżej (siedlisk umiarkowanego cienia i umiarkowanego światła), niż Zarzycki, według którego skali większość gatunków występujące na stanowiskach umiarkowanie i w pełni naświetlonych. Całkowita zgodność rozpatrywanych systemów dotycząca oceny wymagań względem natężenia światła dotyczy 47,7% całego zbioru gatunków (tab. 28A).

Tabela 28. Porównanie skal Landolta i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki intensywności światła [L]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				
L. gat.	% l. gat.	L	L	L Z
1	0,7	2		3
1	0,7	2		3,5
2	1,4	3		3
5	3,6	3		3,5
41	29,7	3		4
2	1,4	3		4,5
1	0,7	3		5
1	0,7	4		3
1	0,7	4		3,5
62	44,9	4		4
1	0,7	4		4,5
19	13,8	4		5
1	0,7	5		5

66	47,7
----	------

B						
L	L	% gat.	stanowiska	% gat.	L	Z
1	0,0		głębokiego cienia	0,0	1	
2	1,4		cienia	0,0	1,5–2	
3	37,0		umiarkowanego cienia	2,9	2,5–3	
4	60,9		umiarkowanego światła	79,7	3,5–4	
5	0,7		pełnego światła	17,4	4,5–5	

L_L – skala „L” Landolta
L_Z – skala „L” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

L_L – skala „L” Landolta

L_Z – skala „L” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

**PORÓWNANIE SKAL WYMAGAŃ GATUNKÓW ROŚLIN – WSKAŹNIKÓW
WARUNKÓW TERMICZNYCH [T]**

SKALE ELLENBERGA I LANDOLTA

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników warunków termicznych jest zróżnicowana i waha się w zakresie T_E 3–7; T_L 2–5, co znaczy, że gatunki te mogą występować zarówno na obszarach zimnych (choć tylko jeden gatunek – pełnik europejski *Trollius europaeus*), jak i umiarkowanie ciepłych (według skali Ellenberga) i najcieplejszych (według skali Landolta) – tab. 29A. Większość gatunków łąkowych jest wskaźnikami umiarkowanie ciepłych obszarów, zwykle o szerokim zasięgu geograficznym w niższych regionach północnej i środkowej Europy (T_E 6–7 – 62,6%; T_L 4 – 49,5%) – tab. 29B. Udziały procentowe gatunków łąkowych w przedziałach skal obu porównywanych systemów wskazują, że obaj autorzy większość gatunków (64,9%) zakwalifikowali podobnie w stosunku do ich wymagań względem temperatury, jako wskaźniki obszarów umiarkowanie ciepłych (38,5%) oraz umiarkowanie chłodnych (26,4%) – tab. 29A.

Tabela 29. Porównanie skal Ellenberga i Landolta. Gatunki roślin – wskaźniki warunków termicznych [T]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				B				
L. gat.	% l. gat.	T E	T L	T E	% gat.	obszary	% gat.	T L
1	1,1	3	2	1	0,0	najzimniejsze	0,0	1
2	2,2	4	3	2–3	1,1	zimne	2,2	2
21	23,1	5	3	4–5	36,3	umiarkowanie chłodne	39,6	3
10	11,0	5	4	6–7	62,6	umiarkowanie ciepłe	49,5	4
1	1,1	6	2	8–9	0,0	najcieplejsze	8,8	5
13	14,3	6	3					
29	31,9	6	4					
3	3,3	6	5					
6	6,6	7	4					
5	5,5	7	5					

59	64,9
----	------

T_E – skala „T” Ellenberga
T_L – skala „T” Landolta

 zgodność porównywanych skal

SKALE ELLENBERGA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników warunków termicznych jest zróżnicowana i waha się w zakresie T_E 3–7; T_Z 3–5, oznacza, że gatunki te wskazują na obszary zimne – według Ellenberga (tylko jeden gatunek pełnik europejski *Trollius europaeus*), jak i umiarkowanie ciepłe (według skali Ellenberga) i najcieplejsze (według skali Zarzyckiego) – tab. 30A. Większość gatunków łąkowych jest indykatorami umiarkowanie ciepłych obszarów, zwykle o szerokim zasięgu geograficznym w niższych regionach północnej i środkowej Europy (T_E 6–7 – 64,6%; T_Z 3,5–4 – 86,9%) – tab. 30B. Udziały procentowe w klasach zmienności porównywanych skal wskazują na to, iż obaj autorzy większość gatunków, tj. 63,6% zakwalifikowali podobnie. Występują one w większości w umiarkowanie ciepłych (57,6%), ale także zdarzają się (6%) w umiarkowanie chłodnych warunkach klimatycznych (tab. 30A).

Tabela 30. Porównanie skal Ellenberga i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki warunków termicznych [T]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A					B				
L. gat.	% l. gat.	T E	T Z		T E	% gat.	obszary	% gat.	T Z
1	1,0	3	3,5		1	0,0	najzimniejsze	0,0	1
2	2,0	4	3		2-3	1,0	zimne	0,0	1,5-2
4	4,0	5	3		4-5	34,3	umiarkowanie chłodne	7,1	2,5-3
24	24,2	5	3,5		6-7	64,6	umiarkowanie ciepłe	86,9	3,5-4
4	4,0	5	4		8-9	0,0	najcieplejsze	6,1	4,5-5
1	1,0	6	3						
25	25,3	6	3,5						
22	22,2	6	4						
2	2,0	6	4,5						
10	10,1	7	4						
3	3,0	7	4,5						
1	1,0	7	5						
63	63,6								

T_E – skala „T” Ellenberga

T_Z – skala „T” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

SKALE LANDOLTA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników warunków termicznych jest zróżnicowana i waha się w zakresie T_L 2–5; T_Z 2,5–5, co znaczy, że gatunki te wskazują zarówno na obszary zimne (według skali Landolta), umiarkowanie chłodne (według skali Zarzyckiego) jak i najcieplejsze – według dwóch autorów skal (tab. 31A). Według systemu Zarzyckiego większość analizowanych gatunków związana jest z obszarami umiarkowanie ciepłymi (T_Z 3,5–4 – 78,7%), natomiast według oceny Landolta z umiarkowanie chłodnymi (T_L3 – 52,9%) – tab. 31B. Zgodność systemów wynosi 49,9% analizowanego zbioru gatunków (tab. 31A).

Tabela 31. Porównanie skal Landolta i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki warunków termicznych [T]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A					B				
L. gat.	% l. gat.	T L	T Z		T L	% gat.	obszary	% gat.	T Z
3	2,2	2	3,5		1	0,0	najzimniejsze	0,0	1
3	2,2	3	2,5		2	2,2	zimne	0,0	1,5-2
17	12,5	3	3		3	52,9	umiarkowanie chłodne	17,7	2,5-3
44	32,4	3	3,5		4	38,3	umiarkowanie ciepłe	78,7	3,5-4
8	5,9	3	4		5	6,6	najcieplejsze	3,7	4,5-5
3	2,2	4	3						
24	17,6	4	3,5						
22	16,2	4	4						
3	2,2	4	4,5						
1	0,7	5	3						
1	0,7	5	3,5						
5	3,7	5	4						
1	0,7	5	4,5						
1	0,7	5	5						
68	49,9								

T_L – skala „T” Landolta

T_Z – skala „T” Zarzyckiego

zgódność porównywanych skal

**PORÓWNANIE SKAL WYMAGAŃ GATUNKÓW ROŚLIN - WSKAŹNIKÓW
KONTYNTENTALIZMU KLIMATU [K]**

SKALE ELLENBERGA I LANDOLTA

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników stopnia kontynentalizmu – jest zróżnicowana i waha się w zakresie K_E 2–7; K_L 2–4, od gatunków oceanicznych (według skali Ellenberga), suboceanicznych (według skali Landolta) do gatunków subkontynentalnych (według skal dwóch autorów) – tab. 32A. Według skali kontynentalizmu „K” Ellenberga przeważają gatunki suboceaniczne (K_E 3–4 – 50,4%), a według Landolta brak jest gatunków oceanicznych, a wyraźnie dominują gatunki przejściowe (K_L 3 – 74,8%) – tab. 32B. Zgodność dwóch systemów względem stopnia kontynentalizmu wynosi tylko 37,4%, a dotyczy przede wszystkim gatunków przejściowych (K_E5, K_L3) – tab. 32.

Tabela 32. Porównanie skal Ellenberga i Landolta. Gatunki roślin – wskaźniki stopnia kontynentalizmu klimatu [K]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				B			
L. gat.	% l. gat.	K E	K L	K E	% gat.	obszary	% gat.
6	5,2	2	2	1–2	11,3	oceaniczne	0,0
7	6,1	2	3	3–4	50,4	suboceaniczne	17,4
7	6,1	3	2	5	25,2	przejściowe	74,8
38	33,0	3	3	6–7	13,1	subkontynentalne	7,8
1	0,9	3	4	8–9	0,0	kontynentalne	0,0
5	4,3	4	2				
5	4,3	4	3				
2	1,7	4	4				
27	23,5	5	3				
2	1,7	5	4				
2	1,7	6	2				
4	3,5	6	3				
1	0,9	6	4				
5	4,3	7	3				
3	2,6	7	4				
43	37,4						

K_E – skala „K” Ellenberga

K_L – skala „K” Landolta

 zgodność porównywanych skal

SKALE ELLENBERGA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników stopnia kontynentalizmu – jest zróżnicowana i waha się w zakresie K_E 2–8; K_Z 2–4, od gatunków oceanicznych (według skali Ellenberga), suboceanicznych (według skali Zarzyckiego) do gatunków subkontynentalnych (według skali Zarzyckiego) i kontynentalnych (według skali Ellenberga) – tab. 33A, B.

Według systemu Ellenberga przeważają gatunki suboceaniczne (K_E 3–4 – 47,6%), natomiast według skali Zarzyckiego brak jest gatunków oceanicznych, a wyraźnie dominują gatunki przejściowe (K_Z 3 – 91,2%) – tab. 33B. Zgodność dwóch porównywanych systemów ekologicznych względem stopnia kontynentalizmu wynosi tylko 25%, a dotyczy niemal wyłącznie gatunków o charakterze przejściowym (K_E5, K_Z3) – tab. 33A.

Tabela 33. Porównanie skal Ellenberga i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki stopnia kontynentalizmu klimatu [K]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A

L. gat.	% l. gat.	K_E	K_Z
4	3,2	2	2
10	8,1	2	3
1	0,8	3	2
45	36,3	3	3
1	0,8	3	4
1	0,8	4	2,5
9	7,3	4	3
1	0,8	4	3,5
1	0,8	4	4
1	0,8	5	2
30	24,2	5	3
1	0,8	6	2
10	8,1	6	3
8	6,5	7	3
1	0,8	8	3

B

K_E	% gat.	obszary	% gat.	K_Z
1–2	11,3	oceaniczne	0	1
3–4	47,6	suboceaniczne	5,7	1,5–2
5	25,0	przejściowe	91,2	2,5–3
6–7	15,3	subkontynentalne	3,2	3,5–4
8–9	0,8	kontynentalne	0,0	4,5–5

K_E – skala „K” Ellenberga

K_L – skala „K” Zarzyckiego

 zgodność porównywanych skal

31	25,0
----	------

SKALE LANDOLTA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników stopnia kontynentalizmu – jest zróżnicowana i waha się w zakresie K_L 2–4; K_Z 2–4, od gatunków suboceanicznych do gatunków subkontynentalnych (tab. 34A). Większość gatunków łąkowych obaj autorzy zakwalifikowali jako przejściowe (odpowiednio – 76,5% i 92,7%) – tab. 34B, a zgodność ta wynosi aż 74,2% i dotyczy przede wszystkim gatunków przejściowych – K3 (tab. 34A).

Tabela 34. Porównanie skal Landolta i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki stopnia kontynentalizmu klimatu [K]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A					B				
L. gat.	% l. gat.	K L	K Z		K L	% gat.	obszary	% gat.	K Z
3	2,2	2	2		1	0,0	oceaniczne	0,0	1
18	13,2	2	3		2	16,2	suboceaniczne	5,2	1,5-2
1	0,7	2	3,5		3	76,5	przejściowe	92,7	2,5-3
4	2,9	3	2		4	7,4	subkontynentalne	2,2	3,5-4
1	0,7	3	2,5		5	0,0	kontynentalne	0,0	4,5-5
97	71,3	3	3		K_L – skala „K” Landolta				
2	1,5	3	4		K_Z – skala „K” Zarzyckiego				
10	7,4	4	3		■ zgodność porównywanych skal				
101	74,2								

**PORÓWNANIE SKAL WYMAGAŃ GATUNKÓW ROŚLIN – WSKAŹNIKÓW
WILGOTNOŚCI GLEB [F]**

SKALE ELLENBERGA I LANDOLTA

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników wilgotności gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie F_E 2–9; F_L 2–5, od gatunków sucholubnych do gatunków – wskaźników gleb mokrych (tab. 35A). Według skali wilgotności „F” Ellenberga wśród charakterystycznych gatunków łąkowych przeważają wskaźniki siedlisk wilgotnych (F_E 6–7 – 40,5%) i mokrych (F_E 8–9 – 30,6%), według Landolta natomiast gatunki wymagające siedlisk świeżych (F_L 3 – 43,5%) i wilgotnych (F_L 4 – 43,8%) – tab. 35B. Zgodność dwóch systemów względem oceny gatunków jako wskaźników wilgotności gleb wynosi 45,5%, a dotyczy przede wszystkim gatunków siedlisk świeżych (F_E 5 i F_L 3) i wilgotnych (tab. 35A).

Tabela 35. Porównanie skal Ellenberga i Landolta. Gatunki roślin – wskaźniki wilgotności gleb [F]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				B				
L. gat.	% l.gat.	F E	F L	F E	% gat.	siedliska	% gat.	F L
1	0,8	2	2	1	0,0	skrajnie suche	0,0	1
8	6,6	4	2	2–3	0,8	suche	8,3	2
3	2,5	4	3	4–5	28,1	świeże	43,5	3
1	0,8	5	2	6–7	40,5	wilgotne	43,8	4
22	18,2	5	3	8–9	30,6	mokre	4,1	5
16	13,2	6	3					
3	2,5	6	4					
9	7,4	7	3					
21	17,4	7	4					
3	2,5	8	3					
29	24,0	8	4					
4	3,3	8	5					
1	0,8	9	5					
55	45,5							

K_Z – skala „K” Ellenberga

F_L – skala „F” Landolta

45,5 zgodność porównywanych skal

SKALE ELLENBERGA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników wilgotności gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie F_E 3–9; W_Z 2,5–5, od gatunków – wskaźników gleb suchych (według skali Ellenberga),

gleb świeżych (według Zarzyckiego) – do indykatorów gleb mokrych (tab. 36A). Wśród zbioru charakterystycznych gatunków łąkowych, zgodnie z systemem Ellenberga, występują w niemal równych proporcjach wskaźniki siedlisk świeżych (F_E 5–6 – 26%), wilgotnych (F 6–7 – 39,4%) i mokrych (F 8–9 – 33,9%). Według systemu liczb wskaźnikowych Zarzyckiego przeważają w analizowanym zbiorze indykatory siedlisk wilgotnych (W_Z 3,5–4 48,8%), przy braku gatunków siedlisk wyraźnie suchych (W_Z 1,5–2) – tab. 36B. Zgodność dwóch systemów względem oceny gatunków jako wskaźników uwilgotnienia gleb wynosi 60,6%, a dotyczy gatunków siedlisk świeżych (F_E5 i W_Z3), wilgotnych (F_E7 i W_Z4) i mokrych (F_E8 i W_Z4,5) – tab. 36A.

Tabela 36. Porównanie skal Ellenberga i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki wilgotności gleb [F]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				B				
L. gat.	% l.gat.	F_E	W_Z	F_E	% gat.	siedliska	% gat	W_Z
1	0,8	3	2,5	1	0,0	skrajnie suche	0,0	1
2	1,6	4	2,5	2-3	0,8	suche	0,0	1,5-2
7	5,5	4	3	4-5	26,0	świeże	29,9	2,5-3
1	0,8	4	3,5	6-7	39,4	wilgotne	48,8	3,5-4
1	0,8	5	2,5	8-9	33,9	mokre	21,3	4,5-5
16	12,6	5	3					
5	3,9	5	3,5					
1	0,8	5	4					
7	5,5	6	3					
6	4,7	6	3,5					
6	4,7	6	4					
1	0,8	7	2,5					
2	1,6	7	3					
5	3,9	7	3,5					
15	11,8	7	4					
6	4,7	7	4,5					
2	1,6	7	5					
1	0,8	8	3					
3	2,4	8	3,5					
19	15,0	8	4					
15	11,8	8	4,5					
3	2,4	8	5					
1	0,8	9	4					
1	0,8	9	5					

F_E – skala „F” Ellenberga

W_Z – skala „F” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

SKALE LANDOLTA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników wilgotności gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie F_L 1–5; W_Z 2,5–5, od gatunków wymagających skrajnie suchych gleb (według Landolta), gleb świeżych (według Zarzyckiego) do wskaźników gleb mokrych (tab. 37A). Według skali wilgotności „F” Landolta, wśród charakterystycznych gatunków łąkowych przeważają indykatory siedlisk świeżych (F_L3 – 47,8%) i wilgotnych (F_L4 – 39,9%). Zgodnie z systemem Zarzyckiego znaczny jest udział gatunków siedlisk wilgotnych (W_Z 3,5–4 47,7%) oraz wskazujących na siedliska świeże (W_Z3 – 33,3%) oraz brak wskaźników gleb suchych (W_Z 1,5–2) – tab. 37B. Zgodność dwóch systemów względem oceny gatunków, jako wskaźników wilgotności siedlisk, wynosi 51,3%, a dotyczy przede wszystkim indykatorów gleb świeżych (F_L3 i W_Z 2,5–3) i wilgotnych (F_L5 i W_Z 3,5) – tab. 37A.

Tabela 37. Porównanie skal Landolta i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki wilgotności gleb [F]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A					B				
L. gat.	% l.gat.	F L	W Z		F L	% gat	siedliska	% gat	W Z
1	0,7	1	3,5		1	0,7	skrajnie suche	0,0	1
3	2,2	2	2,5		2	8,0	suche	0,0	1,5-2
7	5,1	2	3		3	47,8	świeże	33,3	2,5-3
1	0,7	2	3,5		4	39,9	wilgotne	47,7	3,5-4
2	1,4	3	2,5		5	3,6	mokre	18,8	4,5-5
33	23,9	3	3						
19	13,8	3	3,5						
12	8,7	3	4						
1	0,7	4	3						
6	4,3	4	3,5						
26	18,8	4	4						
17	12,3	4	4,5						
5	3,6	4	5						
1	0,7	5	4						
3	2,2	5	4,5						
1	0,7	5	5						
71	51,3								

F_L – skala „F” Landolta

W_Z – skala „F” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

**PORÓWNANIE SKAL WYMAGAŃ GATUNKÓW ROŚLIN – WSKAŹNIKÓW
Kwasowości gleb [R]**

SKALE ELLENBERGA I LANDOLTA

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łakowych – wskaźników kwasowości gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie R_E 3–9; R_L 2–4, od gatunków – wskaźników gleb kwaśnych – do zasadowych (według skali Ellenberga), słabo kwaśnych i słabo zasadowych (według Landolta) – tab. 38A.

Według systemu Ellenberga, wśród charakterystycznych gatunków łakowych przeważają wskaźniki siedlisk słabo kwaśnych oraz słabo zasadowych (R_E 6–7 – 51,8%), choć znaczną grupę stanowią też gatunki gleb zasadowych (R_E 8–9 – 31,3%). Zgodnie ze skalą Landolta dominują gatunki wymagające siedlisk umiarkowanie kwaśnych, (R_L3 – 57,8%), ale też dużą grupę stanowią wskaźniki siedlisk słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R_L4 – 37,3%) – tab. 38B. Zgodność dwóch systemów względem oceny gatunków jako wskaźników kwasowości siedlisk wynosi tylko 28,9% i dotyczy indyktorów siedlisk umiarkowanie kwaśnych (R_E 4–5 i R_L3) oraz słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R_E 6–7 i R_L4) – tab. 38A.

Tabela 38. Porównanie skal Ellenberga i Landolta. Gatunki roślin – wskaźniki kwasowości gleb [R]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łakowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łakowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A

L. gat.	% l. gat	R_E	R_L
1	1,2	3	2
1	1,2	4	2
3	3,6	4	3
1	1,2	5	2
0	0,0	5	3
9	10,8	6	3
1	1,2	6	4
1	1,2	7	2
21	25,3	7	3
11	13,5	7	4
7	8,4	8	3
14	16,9	8	4
5	6,0	9	4
33	28,9		

B

R_E	% gat.	siedliska	% gat.	R_L
1	0,0	silnie kwaśne	0,0	1
2–3	1,2	kwaśne	4,8	2
4–5	15,7	umiarkowanie kwaśne	57,8	3
6–7	51,8	słabo kwaśne i słabo zasadowe	37,3	4
8–9	31,3	zasadowe	0,0	5

R_E – skala „R” Ellenberga

R_L – skala „R” Landolta

 zgodność porównywanych skal

SKALE ELLENBERGA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników kwasowości gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie R_E 3–9; R_Z 2–5, od gatunków – wskaźników gleb kwaśnych – do zasadowych – tab. 39A.

Dwa porównywane systemy wskazują, że optimum występowania większości charakterystycznych gatunków łąkowych to siedliska słabo kwaśne i słabo zasadowe (R_E 6–7 – 52,9%; R_Z 3,5–4 – 58,8%), znaczną grupę stanowią też wskaźniki gleb o odczynie zasadowym (R_E 8–9; R_Z 4,5–5) – tab. 39B. Zgodność dwóch porównywanych systemów co do reakcji ekologicznej gatunków względem kwasowości siedlisk wynosi 53,0% i dotyczy przede wszystkim indykatorów gleb o odczynie zasadowym (R_E8; R_Z4,5) oraz słabo kwaśnym i słabo zasadowym (R_E7 i R_Z4) – tab. 39 A.

Tabela 39. Porównanie skal Ellenberga i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki kwasowości gleb [R]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A

L. gat.	% l. gat.	R E	R Z
1	1,2	3	4
3	3,5	4	4
1	1,2	4	4,5
3	3,5	5	3,5
6	7,1	5	4
5	5,9	6	4
3	3,5	6	4,5
2	2,4	6	5
1	1,2	7	2
1	1,2	7	3
2	2,4	7	3,5
21	24,7	7	4
8	9,4	7	4,5
2	2,4	7	5
9	10,6	8	4
11	12,9	8	4,5
1	1,2	8	5
2	2,4	9	4,5
3	3,5	9	5

B

R E	% gat.	siedliska	% gat.	R Z
1	0,0	silnie kwaśne	0,0	1
2 - 3	1,2	kwaśne	1,2	1,5 - 2
4 - 5	15,3	umiarkowanie kwaśne	1,2	2,5 - 3
6 - 7	52,9	słabo kwaśne i słabo zasadowe	58,8	3,5 - 4
8 - 9	30,6	zasadowe	38,8	4,5 - 5

R_E – skala „R” Ellenberga

R_Z – skala „R” Zarzyckiego

 zgodność porównywanych skal

45 53,0

SKALE LANDOLTA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników kwasowości gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie R_L 2–4; R_Z 3,5–5, od gatunków – wskaźników gleb kwaśnych (według Landolta), słabo kwaśnych i słabo zasadowych (według skali Zarzyckiego) – do słabo kwaśnych i słabo zasadowych (według Landolta) i zasadowych (według Zarzyckiego) – tab. 40A.

Według systemu Landolta przeważają, wśród charakterystycznych gatunków łąkowych indykatory gleb słabo kwaśnych (R_L3 – 68,3%), natomiast według skali Zarzyckiego są to w większości wskaźniki gleb słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R_Z 3,5–4 – 65,9%) tab. 40B. Zgodność dwóch porównywanych systemów wynosi tylko 9,8% i dotyczy gatunków wymagających gleb słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R_L4 i i R_Z4) – tab. 40 A.

Tabela 40. Porównanie skal Landolta i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki kwasowości gleb [R]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A

L. gat.	% l.gat.	R_L	R_Z
1	0,8	2	3,5
3	2,4	2	4
10	8,1	3	3,5
55	44,7	3	4
19	15,4	3	4,5
12	9,8	4	4
15	12,2	4	4,5
8	6,5	4	5

B

R_L	% gat.	siedliska	% gat.	R_Z
1	0,0	silnie kwaśne	0,0	1
2	3,3	kwaśne	0,0	1,5–2
3	68,3	umiarkowanie kwaśne	0,0	2,5–3
4	28,5	słabo kwaśne i słabo zasadowe	65,9	3,5–4
5	0,0	zasadowe	34,2	4,5–5

R_L – skala „R” Landolta

R_Z – skala „R” Zarzyckiego

zgodność porównywanych skal

12	9,8
----	-----

**PORÓWNANIE SKAL WYMAGAŃ GATUNKÓW ROŚLIN – WSKAŹNIKÓW
ZAWARTOŚCI AZOTU W GLEBACH [N]**

SKALE ELLENBERGA I LANDOLTA

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników zasobności gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie N_E 1–8; N_L 2–4, od gatunków skrajnie oligotroficznych (według skali Ellenberga), oligotroficznych (według skali Landolta) do wskaźników siedlisk bardzo zasobnych (według skali Ellenberga) i zasobnych (według skali Landolta) – tab. 41A. Na podstawie skali zawartości azotu „N” Ellenberga stwierdzono przewagę grupy gatunków siedlisk umiarkowanie zasobnych w azot (N_E 4–5 – 39,1%), zasobnych (N_E 6–7 – 28,7%) i ubogich w azot (N_E 2–3 – 25,2%). Według systemu Landolta wśród charakterystycznych gatunków łąkowych przeważają wskaźniki siedlisk umiarkowanie zasobnych, (N_L 3 – 43,5%), dużą grupę stanowią też gatunki gleb zasobnych w azot (N_L 4 – 35,7%), a także gatunki oligotroficzne (N_L 2 – 20,9%) – tab. 41B. Zgodność dwóch systemów Ellenberga i Landolta co do oceny gatunków łąkowych, jako wskaźników zawartości azotu w glebach wynosi 53,1% i dotyczy szerokiego spektrum ich wymagań – od siedlisk ubogich do zasobnych w azot (N_E 2–7 i N_L 2–4) – tab. 41A.

Tabela 41. Porównanie skal Ellenberga i Landolta. Gatunki roślin – wskaźniki zawartości azotu w glebach [N]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				B				
L. gat.	% l. gat.	N E	N L	N E	% gat.	siedliska	% gat.	N L
4	3,5	1	2	1	3,5	skrajnie ubogie	0,0	1
12	10,4	2	2	2–3	25,2	ubogie	20,9	2
2	1,7	2	3	4–5	39,1	umiarkowanie zasobne	43,5	3
4	3,5	3	2	6–7	28,7	zasobne	35,7	4
9	7,8	3	3	8–9	3,5	bardzo zasobne	0,0	5
2	1,7	3	4					
3	2,6	4	2					
10	8,7	4	3					
6	5,2	4	4					
16	13,9	5	3					
10	8,7	5	4					
11	9,6	6	3					
8	7,0	6	4					
1	0,9	7	2					
2	1,7	7	3					
11	9,6	7	4					
4	3,5	8	4					
61				53,1				

N_E – skala „N” Ellenberga

N_L – skala „N” Landolta

 zgodność porównywanych skal

SKALE ELLENBERGA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników zasobności gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie N_E 1–8; Tr_Z 2–4, od gatunków skrajnie oligotroficznych (według skali Ellenberga), oligotroficznych (według skali Zarzyckiego) do wskaźników siedlisk bardzo zasobnych (według skali Ellenberga) i zasobnych (według skali Zarzyckiego) – tab. 42A. Zbiór charakterystycznych gatunków łąkowych jako wskaźników zawartości azotu w glebach jest bardzo zróżnicowany, przy czym udziały procentowe gatunków w skali zmienności azotu w systemie Ellenberga są zbliżone: siedlisk umiarkowanie zasobnych w azot (N_E 4–5 – 40,8%), zasobnych (N_E 6–7 – 28,3%) i ubogich w azot (N_E 2–3 – 24,2%) – tab. 42B. Według systemu Zarzyckiego, wśród charakterystycznych gatunków łąkowych dominują wskaźniki siedlisk zasobnych (Tr_Z 3,5–4 – 70,8%). Zgodność dwóch porównywanych systemów względem oceny gatunków jako indykatorów zawartości azotu w glebach wynosi 31,6% i dotyczy przede wszystkim gatunków nitrofilnych (N_E 6–7 i Tr_Z 3,5–4) – tab. 42A.

Tabela. 42. Porównanie skal Ellenberga i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki zawartości azotu w glebach [N]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A					B				
L. gat.	% l. gat.	N E	Tr Z		N E	% gat.	siedliska	% gat.	Tr Z
2	1,7	1	2,5		1	3,3	skrajnie ubogie	0,0	1
2	1,7	1	3		2-3	24,2	ubogie	0,8	1,5-2
12	10,0	2	3		4-5	40,8	umiarkowanie zasobne	26,7	2,5-3
1	0,8	2	3,5		6-7	28,3	zasobne	70,8	3,5-4
1	0,8	2	4		8-9	3,3	bardzo zasobne	1,7	4,5-5
8	6,7	3	3						
4	3,3	3	3,5						
3	2,5	3	4						
1	0,8	4	2						
4	3,3	4	3						
6	5,0	4	3,5						
9	7,5	4	4						
3	2,5	5	3						
6	5,0	5	3,5						
20	16,7	5	4						
1	0,8	6	3						
5	4,2	6	3,5						
12	10,0	6	4						
2	1,7	6							
4	3,3	7	3,5						
10	8,3	7	4						
4	3,3	8	4						

N_E – skala „N” Ellenberga

Tr_Z – skala „N” Zarzyckiego

 zgodność porównywanych skal

SKALE LANDOLTA I ZARZYCKIEGO

Udziały procentowe w przedziałach zmienności porównywanych skal wskazują na to, że amplituda gatunków łąkowych – wskaźników zasobności gleb – jest zróżnicowana i waha się w zakresie N_L 2–4; Tr_Z 2–4, od gatunków oligotroficznych do wskaźników siedlisk zasobnych (według skali Landolta) i bardzo zasobnych (według skali Zarzyckiego) – tab. 43A.

Według Landolta większość analizowanego zbioru gatunków stanowią wskaźniki gleb umiarkowanie zasobnych w azot (N_L3 – 47,1%), nieco mniejszą grupę stanowią gatunki siedlisk zasobnych (N_L4 – 34,1%). Warto podkreślić, że według tej skali znaczną grupę stanowią także gatunki oligotroficzne (N_L2 – 18,8%). Według systemu Zarzyckiego większość gatunków łąkowych to wskaźniki gleb żyznych, zasobnych w związki azotowe (Tr_Z 3,5–4 – 74, 6%), ale spektrum ekologiczne wymagań gatunków łąkowych w stosunku do zawartości azotu jest szersze – od siedlisk ubogich do bardzo zasobnych (tab. 43B). Zgodność systemów Landolta i Zarzyckiego dotycząca wymagań gatunków względem zawartości azotu w glebach wynosi 39,0% i dotyczy przede wszystkim wskaźników siedlisk zasobnych w azot (N_L4 i Tr_Z 3,5–4) – tab. 43A.

Tabela 43. Porównanie skal Landolta i Zarzyckiego. Gatunki roślin – wskaźniki zawartości azotu w glebach [N]; A – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w przedziałach zmienności porównywanych skal; B – udział (%) charakterystycznych gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w odpowiadających sobie przedziałach zmienności porównywanych skal

A				B				
L. gat.	% l. gat.	N L	Tr Z	N L	% gat.	siedliska	% gat.	Tr Z
1	0,7	2	2	1	0,0	skrajnie ubogie	0,0	1
2	1,4	2	2,5	2	18,8	ubogie	0,7	1,5–2
18	13,0	2	3	3	47,1	umiarkowanie zasobne	23,2	2,5–3
3	2,2	2	3,5	4	34,1	zasobne	74,6	3,5–4
2	1,4	2	4	5	0,0	bardzo zasobne	1,5	4,5–5
10	7,2	3	3					
17	12,3	3	3,5					
38	27,5	3	4					
2	1,4	4	3					
10	7,2	4	3,5					
33	23,9	4	4					
2	1,4	4	4,5					

N_L – skala „N” Landolta

Tr_Z – skala „Tr” Zarzyckiego

 zgodność porównywanych skal

54	39,0
----	------

W wyniku przeprowadzonej analizy porównawczej trzech systemów liczb ekologicznych na podstawie zbioru gatunków charakterystycznych wykazano, że wśród nich jest 14, których wymagania siedliskowe zostały zdecydowanie różnie określone przez trzech autorów skal. Dla uproszczenia różnice te przedstawiono w zmodyfikowanych skalach 5-stopniowych Ellenberga i Zarzyckiego, dla których podano również oryginalne liczby wskaźnikowe. Uwzględniono tylko gatunki różniące się co najmniej (i najczęściej) dwoma stopniami skali (tab. 44).

Interpretacja „niezgodności” diagnoz siedliskowych grupy 14 gatunków według trzech systemów liczb wskaźnikowych jest trudna i nie może być jednoznaczna. Różnice te można tłumaczyć przesunięciem spektrum (optimum) ekologicznego gatunków w różnych częściach arealu – jest to hipoteza przyrodnicza wynikająca z odmienności flor lokalnych i innym układem konkurencyjnym, który zmieniać może tolerancję ekologiczną gatunków. Każdy gatunek posiada bowiem w odniesieniu do poszczególnych czynników środowiskowych, takich jak dostęp do światła, temperatura powietrza, stopień kontynentalizmu, wilgotność podłoża, zasobność pokarmowa gleby i in., określone granice w obrębie, których zdolny jest do życia. Granice tolerancji w stosunku do każdego z czynników środowiska geograficznego zmieniać się mogą pod wpływem innych czynników środowiskowych. Na przykład wyższe temperatury letnie mogą niejednokrotnie osłabiać ujemny wpływ temperatur zimowych, a dobre zaopatrzenie w związki azotowe może podnosić odporność na suszę wielu traw łąkowych. Fakty te są odbiciem ogólnej zasady, że na każdy organizm działa zawsze kompleks czynników środowiskowych, wzajemnie się modyfikujących. Takie całościowe oddziaływanie środowiska ogromnie utrudnia analizę roli, jaka przypada w nim pojedynczym czynnikom (Strain, Bilings 1974).

Nie można także wykluczyć, że wśród tych 14 gatunków mogą być podgatunki czy odmiany, które w Polsce, Niemczech, czy Szwajcarii mogą mieć zupełnie różną amplitudę ekologiczną. Jaskrawym przykładem na to wskazującym, jest mieczyk dachówkowaty (*Gladiolus imbricatus*), który według Landolta jest gatunkiem siedlisk ekstremalnie suchych (F_L1), a według Zarzyckiego spektrum występowania tego gatunku to gleby świeże i wilgotne (F_Z3,5). W Polsce podlega ścisłej ochronie gatunkowej, ponieważ jest gatunkiem wyraźnie zanikającym w ostatnich 20 latach, zagrożonym głównie wskutek zmiany dotychczasowego sposobu użytkowania łąk, ich osuszania i zaorywania, ponadto jest niszczone przez zbieranie do celów ozdobnych (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003). W Szwajcarii również znajduje się pod ochroną jako gatunek zagrożony wyginięciem (IUCN *Red List of Threatened Plants* 1997).

Tabela. 44. Wykaz gatunków roślin, których wymagania środowiskowe wyrażone liczbami wskaźnikowymi różnią się między trzema ekologicznymi systemami co najmniej dwoma stopniami skali

Nazwa gatunku	Cechy środowiska geograficznego																				System
	L światło					T temperatura					K kontynentalizm					F wilgotność gleb					
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Wyczyniec kolankowaty <i>Alopecurus geniculatus</i>					9																E
																					L
																					Z
Mięta polej <i>Mentha pulegium</i>																					E
																					L
																					Z
Goździk pyszny <i>Dianthus suberbus</i>									6										8		E
																					L
																					Z
Pełnik europejski <i>Trollius europaeus</i>								3													E
																					L
																					Z
									4												E
Jastrun zwyczajny <i>Leucanthemum vulgare</i>																					L
																					Z
																					E
Krwawnik kichawiec <i>Achillea ptarmica</i>															6						L
																					Z
																					E
Wilczomleczeń błotny <i>Euphorbia palustris</i>															6						L
																					Z
																					E
Fiołek drobny <i>Viola pumila</i>															6						L
																					Z
																					E
Sit czarny <i>Juncus atratus</i>																8					L
																					Z
																					E
Przetacznik nitkowaty <i>Veronica filiformis</i>																					L
																					Z
															4						E
Mietlica olbrzymia <i>Agrostis gigantea</i>																			8		L
																					Z
																					E
Kostaciec syberyjski <i>Iris sibirica</i>																			8		L
																					Z
																					E
Mieczyk dachówkowaty <i>Gladiolus imbricatus</i>																					L
																			4		Z
																					E
Komonica zwyczajna <i>Lotus corniculatus</i>																					L
																			4		Z

E – system ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga; L – system ekologicznych liczb wskaźnikowych Landolta; Z – system ekologicznych liczb wskaźnikowych Zarzyckiego. W szarych polach podano liczby wskaźnikowe Ellenberga i Zarzyckiego według skal oryginalnych

Mimo wyraźnych różnic w diagnozach siedliskowych ok. 10% analizowanego zbioru gatunków charakterystycznych łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, analiza porównawcza systemów liczb wskaźnikowych: H. Ellenberga i in. (1991), E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego i in. (2002) odnośnie sześciu cech środowiska geograficznego wykazała, że spośród trzech porównywanych par (tab. 45):

- systemy liczb wskaźnikowych Landolta i Zarzyckiego cechują się największą zgodnością pod względem oceny gatunków (74,2%) jako wskaźników stopnia kontynentalizmu klimatu („K”);

- skale Ellenberga i Landolta są najbardziej zgodne (64,9% charakterystycznych gatunków łąkowych) określających gatunki jako wskaźniki klimatycznego czynnika temperatury „T”; tylko nieznacznie mniejszą zgodność wykazują skale Ellenberga i Zarzyckiego (63,6%), a w ok. 50% zgodne są też systemy Landolta i Zarzyckiego;

- zgodność systemów Ellenberga i Zarzyckiego dotycząca tolerancji gatunków względem intensywności naświetlenia stanowisk („L”) – wynosi 65,5%; analizowane gatunki są w większości wskaźnikami światła (por. tab. 26–28);

- wszystkie porównywane „pary” systemów określają tą samą liczbą wskaźnikową wilgotności „F” ok. 50% gatunków roślin łąkowych, przy czym najwyższa zgodność dotyczy skal Ellenberga i Zarzyckiego (60,6%). System Landolta wskazuje na dominację wskaźników gleb świeżych i wilgotnych, a znacznie mniejszy, niż w pozostałych systemach, udział wskaźników gleb mokrych (por. tab. 35 i tab. 37);

- systemy liczb wskaźnikowych Ellenberga i Zarzyckiego uzyskują najwyższą zgodność (53,0%), w przypadku oceny gatunków jako wskaźników kwasowości gleb „R”, przy bardzo niskiej zgodności skal Landolta i Zarzyckiego (tylko 9,8%), ta ostatnia jest najniższą zgodnością spośród wszystkich rozpatrywanych porównań. Warto podkreślić, że skalę Landolta wyróżnia brak wskaźników gleb zasadowych (por. tab. 38 i tab. 40);

- spośród porównywanych par – skale Ellenberga i Landolta są najbardziej zgodne, względem wymagań ekologicznych gatunków w stosunku do zawartości azotu w podłożu „N” – 53,1% (tab. 45) i nadają im walor indykatorów gleb umiarkowanie zasobnych (por. tab. 41). Odnotować należy, że system Zarzyckiego szacuje o jeden stopień wyżej gatunki łąkowe niż pozostałe porównywane systemy i większość z nich ocenia jako wskaźniki gleb zasobnych (por. tab. 42 i tab. 43);

- system Ellenberga wykazuje wysoką zgodność oceny wymagań siedliskowych zbioru charakterystycznych gatunków łąkowych z systemami Landolta i Zarzyckiego (ponad 50%) w przypadku pięciu – spośród sześciu analizowanych cech środowiska geograficznego – z systemem Za-

rzyckiego (odnośnie światła „L”, temperatury „T”, wilgotności „F” oraz kwasowości gleb „R”), z systemem Landolta (temperatury „T”, wilgotności „F” oraz zawartości azotu w glebach „N”). Jedynie w przypadku stopnia kontynentalizmu „K” wyraźna zgodność występuje między skalami gatunkowymi Landolta i Zarzyckiego.

Tabela 45. Zgodność porównywanych par systemów liczb ekologicznych na podstawie udziału (%) gatunków łąkowych w odpowiadających sobie przedziałach zmienności skal

Cechy środowiska fizycznogeograficznego	Pary systemów liczb wskaźnikowych		Zgodność systemów %
światło (L)	L_E	L_L	33,2
	L_E	L_Z	65,5
	L_L	L_Z	47,7
temperatura (T)	T_E	T_L	64,9
	T_E	T_Z	63,6
	T_L	T_Z	49,9
stopień kontynentalizmu (K)	K_E	K_L	37,4
	K_E	K_Z	25,0
	K_L	K_Z	74,2
wilgotność (F)	F_E	F_L	45,5
	F_E	W_Z	60,6
	F_L	W_Z	51,3
kwasowość (R)	R_E	R_L	28,9
	R_E	R_Z	53,0
	R_L	R_Z	9,8
azot (N)	N_E	N_L	53,1
	N_E	Tr_Z	31,6
	N_L	Tr_Z	39,0

L_E – skala intensywności światła „L” Ellenberga; L_L – skala intensywności światła „L” Landolta; L_Z – skala intensywności światła „L” Zarzyckiego; T_E – skala temperatury „T” Ellenberga; T_L – skala temperatury „T” Landolta; T_Z – skala temperatury „T” Zarzyckiego; K_E – skala stopnia kontynentalizmu „K” Ellenberga; K_L – skala stopnia kontynentalizmu „K” Landolta; K_Z – skala stopnia kontynentalizmu „K” Zarzyckiego; F_E – skala wilgotności „F” Ellenberga; F_L – skala wilgotności „F” Landolta; W_Z – skala wilgotności „F” Zarzyckiego; R_E – skala kwasowości „R” Ellenberga; R_L – skala kwasowości „R” Landolta; R_Z – skala kwasowości „R” Zarzyckiego; N_E – skala zawartości azotu „N” Ellenberga; N_L – skala zawartości azotu „N” Landolta; Tr_Z – skala zawartości azotu (trofizmu) „N” Zarzyckiego

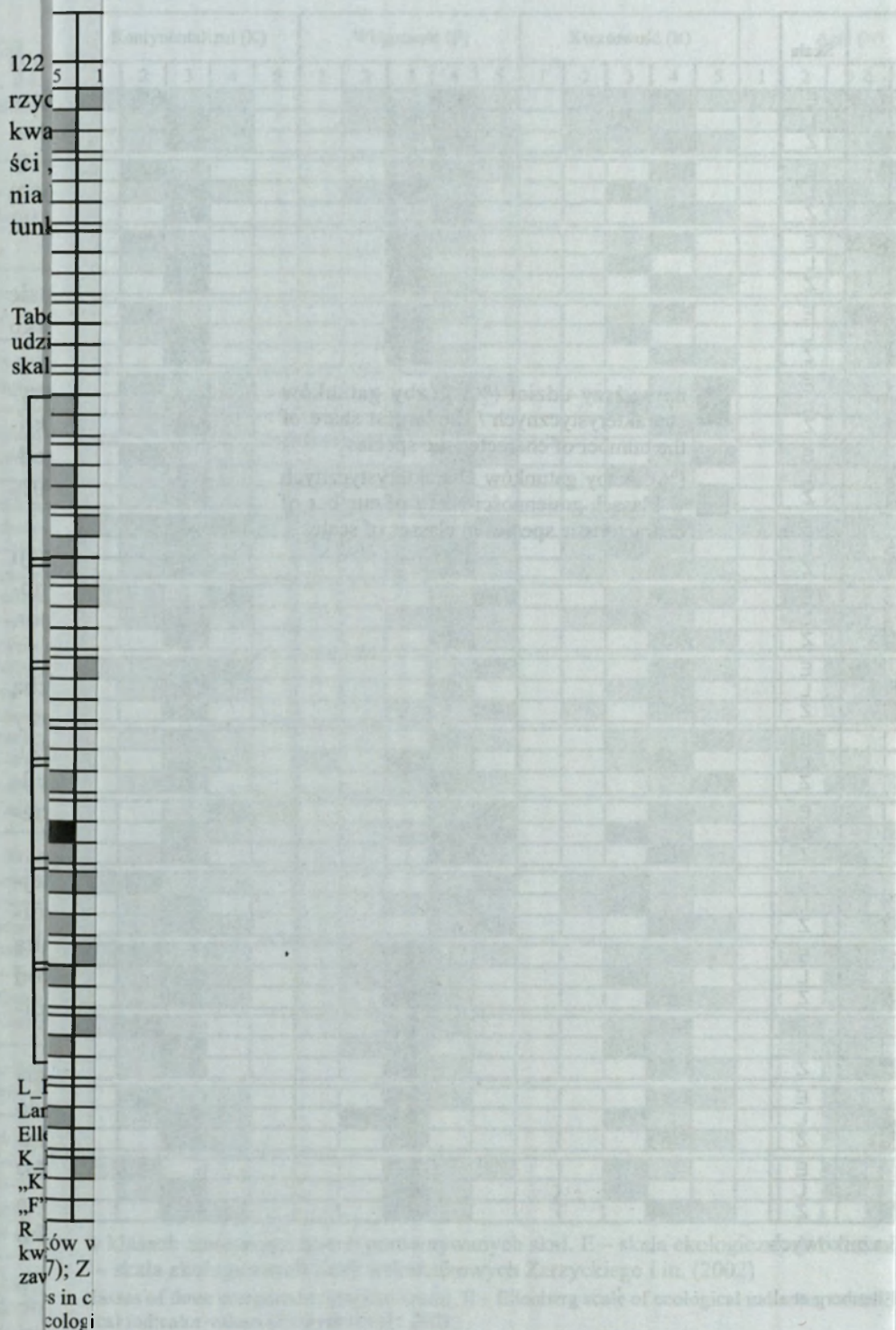
Syntakson	Światło (L)					Temperatura (T)					Kontynentalizm (K)					Wilgotność (F)					Kwasowość (R)					Azot (N)					Skala
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
<i>Molinio-Arrhenatheretea i jednostki niższe</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Plantaginietalia majoris</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Polygonion avicularis</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Trifolio-Agrostietalia stoloniferae</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Molinietalia i jednostki niższe</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Molinietalia</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Filipendulion ulmariae</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Molinion caeruleae</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Cnidion dubii</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Calthion palustris</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Arrhenatheretalia elatioris i jednostki niższe</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Arrhenatheretalia elatioris</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Arrhenatherion elatioris</i>																															E
																															L
																															Z
<i>Cynosurion</i>																															E
																															L
																															Z

 najwyższy udział (%) liczby gatunków charakterystycznych / the largest share of the number of characteristic species

 (%) liczby gatunków charakterystycznych w klasach zmienności skal / of number of characteristic species in classes of scales

Ryc.12. Amplituda ekologiczna syntaksonów łąkowych i najliczniejszy udział gatunków w klasach zmienności trzech porównywanych skal. E – skala ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga i in. (1991); L – skala ekologicznych liczb wskaźnikowych Landolta (1977); Z – skala ekologicznych liczb wskaźnikowych Zarzyckiego i in. (2002)

Ecological spectra of meadow syntaxa and largest shares of the number of characteristic species in classes of three compared ecological scales. E – Ellenberg scale of ecological indicator values (Ellenberg et al. 1991); L – Landolt scale of ecological indicator values (Landolt 1977); Z – Zarzycki scale of ecological indicator values (Zarzycki et al., 2002)



6.3.2. ANALIZA PORÓWNAWCZA SYSTEMÓW EKOLOGICZNYCH LICZB WSKAŹNIKOWYCH NA PODSTAWIE JEDNOSTEK FITOSOCJOLOGICZNYCH (SYNTAKSONÓW) ŁĄK Z KLASY *MOLINIO-ARRHENATHERETEA*

Analiza udziałów procentowych gatunków w syntaksonach w skalach o rozpiętości 5-stopni (ryc. 12), pozwoliła na sprawdzenie, dla ilu i jakich jednostek syntaksonomicznych maksymalna wartość udziałów procentowych gatunków przypada w tym samym przedziale skali trzech porównywanych systemów, dla każdej analizowanej cechy środowiska geograficznego.

PORÓWNIANIE SYSTEMÓW LICZB EKOLOGICZNYCH NA PODSTAWIE SYNTAKSONÓW – WSKAŹNIKÓW INTENSYWNOŚCI ŚWIATŁA [L]

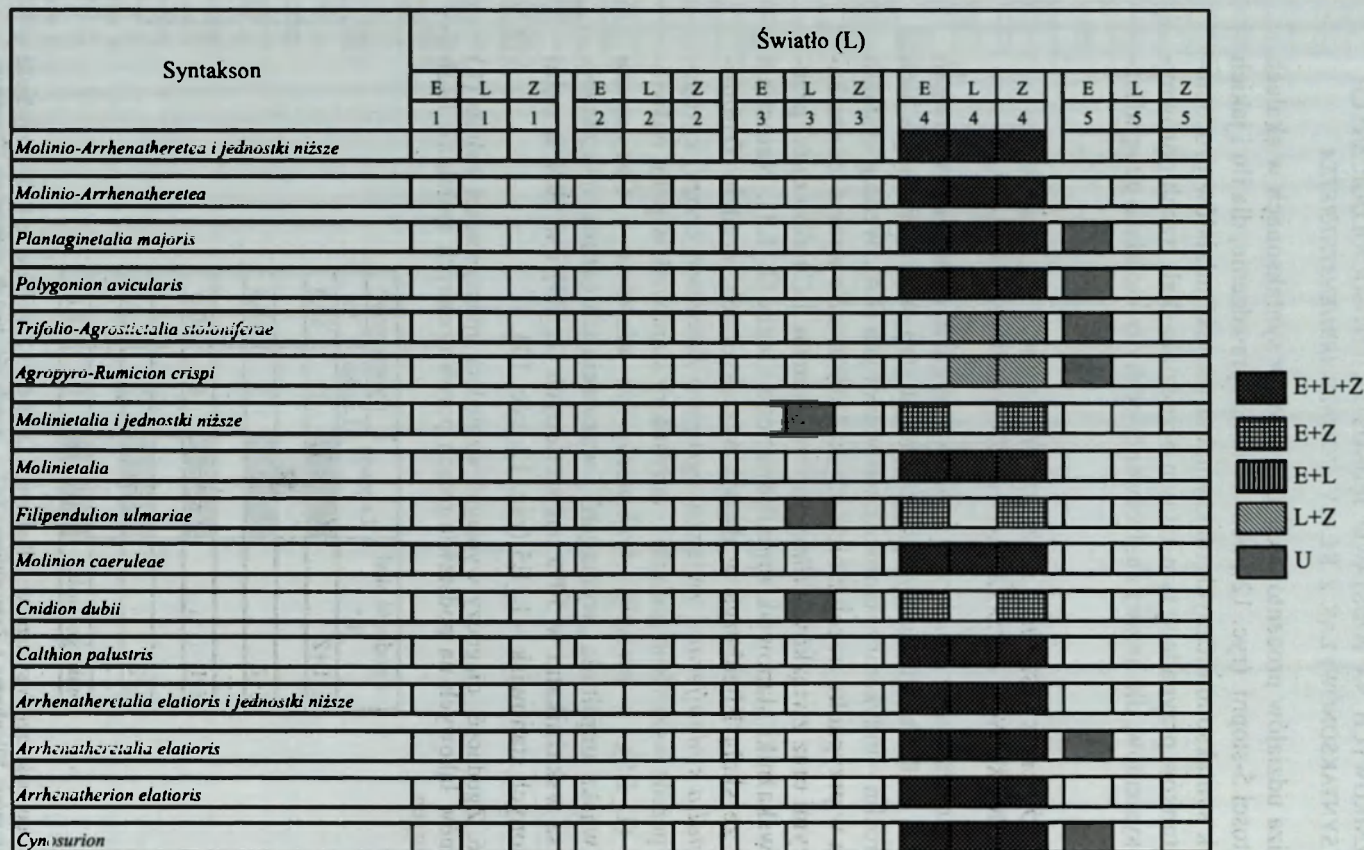
Trzy porównywane systemy są zgodne względem określenia wymagań świetlnych 68,8% analizowanych syntaksonów (tab. 46); dominują w nich gatunki roślin – indykatory stanowisk naświetlonych (L4). Według systemu Landolta w przypadku trzech z nich: rzędu *Molinietalia* wraz z jednostkami niższymi oraz związków *Filipendulion ulmariae* i *Cnidion dubii* przeważają wskaźniki stanowisk umiarkowanego cienia (L_L3). Natomiast zgodnie ze skalą Ellenberga w dwóch syntaksonach: rzędzie *Trifolio-Agrostietalia stoloniferae* i związku *Agropyro-Rumicion crispi*, zgrupowane są przede wszystkim gatunki – indykatory stanowisk w pełni naświetlonych (L_E5), a związki *Arrhenatherion elatioris* i *Cynosurion* cechuje wąska amplituda „wymagań” i wszystkie ich gatunki charakterystyczne są wskaźnikami w 50% naświetlonych (L_E4) i w 50% w pełni naświetlonych stanowisk – L_E5 (ryc. 12, ryc. 13).

Tabela 46. Zgodność diagnozy wymagań względem intensywności światła (L) syntaksonów łąkowych na podstawie trzech porównywanych systemów liczb ekologicznych

Zgodność skal "L"	Legenda	Syntaksyony*	
		Liczba	%
E+L+Z		11	68,8
E+Z		3	18,8
E+L		0	0,0
L+Z		2	12,5
brak zgodności		0	0,0

E+L+Z – zgodność trzech systemów: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; E+Z – zgodność dwóch systemów: Ellenberga i Zarzyckiego; E+L – zgodność dwóch systemów: Ellenberga i Landolta; L+Z – zgodność dwóch systemów: Landolta i Zarzyckiego.

* Liczba (%) syntaksonów – dla których maksymalna wartość udziałów procentowych gatunków znajduje się w tym samym przedziale skali trzech porównywanych systemów



Ryc. 13. Diagnoza wymagań syntaksonów łąkowych względem intensywności światła (L) na podstawie trzech porównywanych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych. E+L+Z – zgodność trzech skal: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; E+Z – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Zarzyckiego; E+L – zgodność dwóch skal Ellenberga i Landolta; L+Z – zgodność dwóch skal: Landolta i Zarzyckiego; U – udział liczby gatunków w pozostałych klasach skal

Diagnosis of meadow syntaxa requirements in relation to the light intensity (L) based on the comparison of three ecological scales. E+L+Z – correspondence of three scales (Ellenberg, Landolt, Zarzycki); E+Z – correspondence of two scales (Ellenberg and Zarzycki); E+L – correspondence of two (Ellenberg and Landolt); L+Z – correspondence of two (Landolt and Zarzycki); U – the share of the number of species in the deviating classes of scales

**PORÓWNANIE SYSTEMÓW LICZB EKOLOGICZNYCH NA PODSTAWIE
SYNTAKSONÓW – WSKAŹNIKÓW WARUNKÓW TERMICZNYCH [1]**

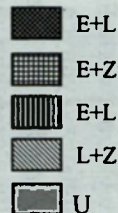
Zgodność waloru indykacyjnego dziewięciu syntaksonów (56,3%) względem czynnika temperatury wykazują skale Ellenberga i Zarzyckiego (tab. 47), w których dominują gatunki wyżynnych obszarów miejsc nasłonecznionych, a także wyżej położonych (T4); w zakresie tego przedziału skali znalazły się też gatunki roślin o szerokim zasięgu w niższych regionach środkowej Europy. Natomiast według skali Landolta, w tych samych jednostkach fitosocjologicznych, maksymalne udziały gatunków przypadają o jeden przedział skali niżej, tzn. T3 – obszarów górskich często też w wyżynnej i subalpejskiej strefie. Zazwyczaj są to gatunki roślin o szerokim spektrum występowania (ryc. 12). Zgodność trzech systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych dotyczy tylko 5 syntaksonów (31,3%) – tab. 47, tzn.: rzędu *Molinietalia* i jednostek niższych, związków *Filipendulion ulmariae*, *Molinion caeruleae*, *Arrhenatherion elatioris* i *Cynosurion*, w których maksymalne udziały gatunków występują w przedziale skali T4 (ryc. 14).

Tabela 47. Zgodność diagnozy wymagań względem warunków termicznych (T) syntaksonów łąkowych na podstawie trzech porównywanych systemów liczb ekologicznych

Zgodność skal „T”	Legenda	Syntaksyny*	
		Liczba	%
E+L+Z*		5	31,3
E+Z		9	56,3
E+L		1	6,3
L+Z		1	6,3
brak zgodności		0	0,0

*Objaśnienia w tabeli 2

Syntakson	Temperatura (T)														
	E			L			Z			E			L		
	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> i jednostki niższe															
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>															
<i>Plantaginietalia majoris</i>															
<i>Polygonion avicularis</i>															
<i>Trifolio-Agrostietalia stoloniferae</i>															
<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>															
<i>Molinietalia</i> i jednostki niższe															
<i>Molinietalia</i>															
<i>Filipendulion ulmariae</i>															
<i>Molinion caeruleae</i>															
<i>Cnidion dubii</i>															
<i>Calthion palustris</i>															
<i>Arrhenatheretalia elatioris</i> i jednostki niższe															
<i>Arrhenatheretalia elatioris</i>															
<i>Arrhenatherion elatioris</i>															
<i>Cynosurion</i>															



Ryc. 14. Diagnoza wymagań syntaksonów łąkowych względem warunków termicznych (T) na podstawie trzech porównywanych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych. E+L+Z – zgodność trzech skal: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; E+Z – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Zarzyckiego; E+L – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Landolta; L+Z – zgodność dwóch skal: Landolta i Zarzyckiego; U – udział liczby gatunków w pozostałych klasach skal

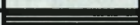
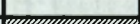
Diagnosis of meadow syntaxa requirements in relation to the temperature (T) based on the comparison of three ecological scales. E+L+Z – correspondence of three scales (Ellenberg, Landolt, Zarzycki); E+Z – correspondence of two scales (Ellenberg and Zarzycki); E+L – correspondence of two scales (Ellenberg and Landolt); L+Z – correspondence of two scales (Landolt and Zarzycki); U – the share of the number of species in the deviating classes of scales

**PORÓWNANIE SYSTEMÓW LICZB EKOLOGICZNYCH NA PODSTAWIE
SYNTAKSONÓW – WSKAŹNIKÓW STOPNIA KONTYNENTALIZMU KLIMATU [K]**

Dwa analizowane systemy Landolta i Zarzyckiego są zgodne co do oceny wymagań względem stopnia kontynentalizmu i dotyczy to 13 spośród 16 rozpatrywanych jednostek fitosocjologicznych (81,3%) – tab. 48. Maksymalny udział gatunków przypada w nich w przedziale skali K3 (rzc. 12, rzc. 15); są to gatunki o charakterze przejściowym, rosnące zarówno w bardziej atlantyckich – zachodnich, jak i kontynentalnych – wschodnich regionach. Natomiast w tych samych jednostkach, zgodnie ze skalą Ellenberga, przeważają gatunki suboceaniczne (K_E2), a tylko w rzędzie *Molinietalia* i związku *Cnidion dubii* – subkontynentalne (K_E4), mające optimum występowania we wschodnich regionach środkowej Europy. Według systemu Ellenberga udziały gatunków w skali zmienności stopnia kontynentalizmu układają się dość równomiernie i „maksima” przypadają w trzech – (rząd *Molinietalia* i jednostki niższe – K_E2, 3, 4), lub dwóch przedziałach skali (*Filipendulion ulmariae* K_E 3, 4) – rzc. 12, rzc. 15.

Analiza czynników klimatycznych tzn. światła (L), temperatury (T) i stopnia kontynentalizmu (K) pokazała, iż nie było syntaksonu, dla którego maksymalna wartość udziału procentowego gatunków mieściłaby się w różnych przedziałach skali każdego z trzech porównywanych systemów ekologicznych (por. tab. 46–48).

Tabela 48. Zgodność diagnozy wymagań względem stopnia kontynentalizmu (K) syntaksonów łąkowych na podstawie trzech porównywanych systemów liczb ekologicznych

Zgodność skal „K”	Legenda	Syntaksony*	
		Liczba	%
E+L+Z		3	18,8
E+Z		0	0,0
E+L		0	0,0
L+Z		13	81,3
brak zgodności		0	0,0

* objaśnienia w tabeli 2

Syntakson	Stopień kontynentalizmu (K)														
	E			L			Z			E			L		
	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> i jednostki niższe															
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>															
<i>Plantaginietalia majoris</i>															
<i>Polygonion avicularis</i>															
<i>Trifolio-Agrostietalia stoloniferae</i>															
<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>															
<i>Molinietalia</i> i jednostki niższe															
<i>Molinietalia</i>															
<i>Filipendulion ulmariae</i>															
<i>Molinion caeruleae</i>															
<i>Cnidion dubii</i>															
<i>Calthion palustris</i>															
<i>Arrhenatheretalia elatioris</i> i jednostki niższe															
<i>Arrhenatheretalia elatioris</i>															
<i>Arrhenatherion elatioris</i>															
<i>Cynosurion</i>															

 E+L+Z
 L+Z
 U

Ryc. 15. Diagnoza wymagań syntaksonów łąkowych względem stopnia kontynentalizmu (K) na podstawie trzech porównywanych systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych. E+L+Z – zgodność trzech skal: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; L+Z – zgodność dwóch skal: Landolta i Zarzyckiego; U – udział liczby gatunków w pozostałych klasach skal

Diagnosis of meadow syntaxa requirements in relation to the continentality of climate (K) based on the comparison of three ecological scales. E+L+Z – correspondence of three scales (Ellenberg, Landolt, Zarzycki); L+Z – correspondence of two scales (Landolt and Zarzycki); U – the share of the number of species in the deviating classes of scales

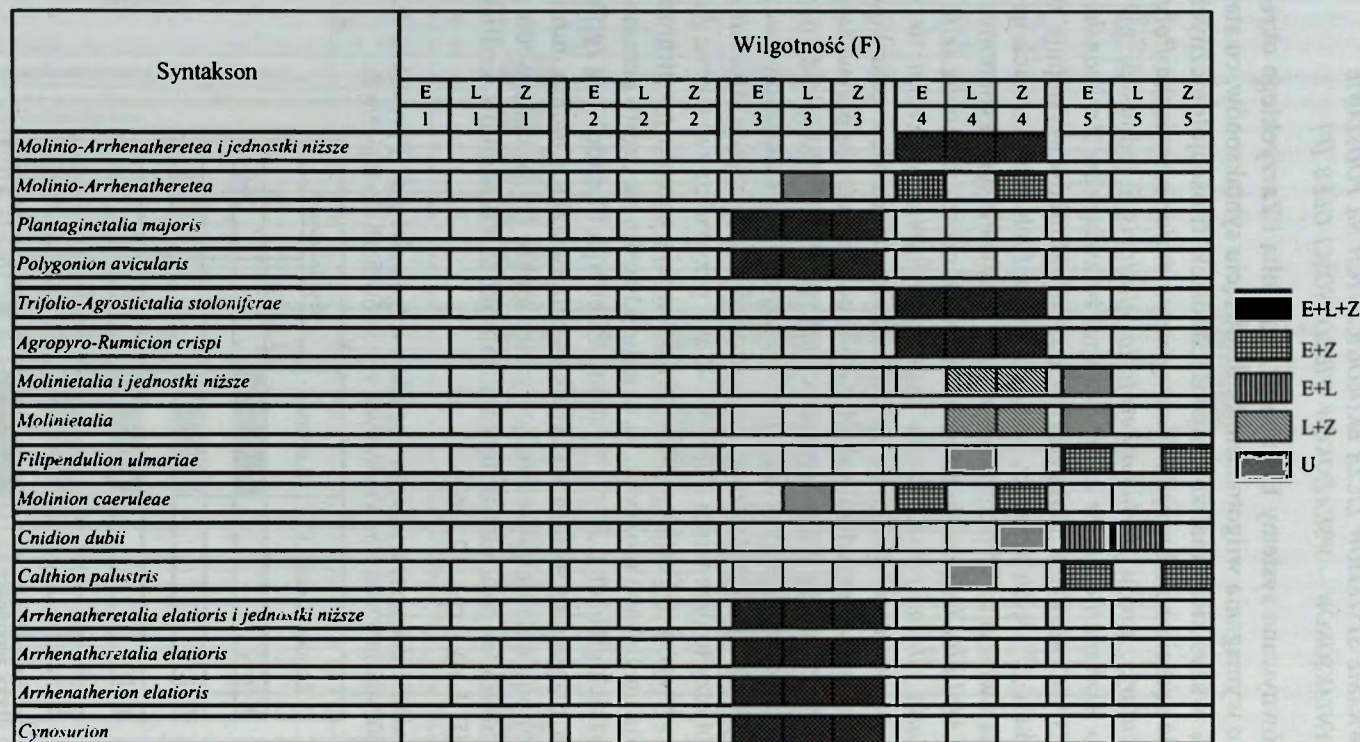
**PORÓWNANIE SYSTEMÓW LICZB EKOLOGICZNYCH NA PODSTAWIE
SYNTAKSONÓW – WSKAŹNIKÓW WILGOTNOŚCI GLEB [1]**

Trzy porównywane systemy Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego określają zgodnie wymagania wilgotnościowe dziewięciu syntaksonów, co stanowi 56,3% wszystkich analizowanych jednostek fitysocjologicznych (tab. 49). Dla sześciu z nich: rzędu *Plantaginetea majoris*, związku *Polygonion avicularis*, rzędu *Arrhenatheretalia elatioris* i jednostek niższych, rzędu *Arrhenatheretalia elatioris*, a także związków *Arrhenatherion elatioris* i *Cynosurion* maksymalny udział gatunków występuje w przedziale skali „F” 3, co oznacza, że dominują w tych syntaksonach gatunki siedlisk świeżych. W przypadku trzech jednostek syntaksonomicznych: klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i jednostek niższych, rzędu *Trifolium-Agrostietalia stoloniferae*, rzędu *Agropyro-Rumicion crispi* trzy porównywane systemy są zgodne co do maksymalnych udziałów gatunków charakterystycznych w przedziale skali „F” 4, co oznacza, że przeważają w nich wskaźniki siedlisk wilgotnych (ryc. 12, ryc. 16). Zgodność dwóch systemów Ellenberga i Zarzyckiego dotyczy czterech syntaksonów, przy czym w przypadku rzędu *Molinio-Arrhenatheretea*, związku *Molinion caeruleae* dotyczy to przedziału skali „F” 4, a w przypadku związków: *Filipendulion ulmariae* i *Calthion palustris* dominują gatunki o optimum występowania na glebach mokrych; są to gatunki roślin na często przemoczonych, ciężkich glebach („F” 5). Systemy Ellenberga i Landolta są zgodne jedynie w przypadku waloru wskaźnikowego związku *Cnidion dubii*, w którym dominują gatunki preferujące gleby mokre (F 5), choć według systemu Landolta ten sam udział dotyczy gatunków wskaźników siedlisk wilgotnych (F_L 4) – ryc. 12, 16.

Tabela 49. Zgodność diagnozy wymagań względem wilgotności gleb (F) syntaksonów łąkowych na podstawie trzech porównywanych systemów liczb ekologicznych

Zgodność skal „F”	Legenda	Syntaksomy*	
		Liczba	%
E+L+Z		9	56,3
E+Z		4	25,0
E+L		1	6,3
L+Z		2	12,5
brak zgodności		0	0,0

* objaśnienia w tabeli 2



Ryc. 16. Diagnoza wymagań syntaksonów łąkowych względem wilgotności gleb (F) podstawie trzech porównywanych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych. E+L+Z – zgodność trzech skal: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; E+Z – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Zarzyckiego; E+L – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Landolta; L+Z – zgodność dwóch skal: Landolta i Zarzyckiego; U – udział gatunków w pozostałych klasach skal

Diagnosis of meadow syntaxa requirements in relation to the moisture of the soils (F) based on the comparison of three ecological scales. E+L+Z – correspondence of three scales (Ellenberg, Landolt, Zarzycki); E+Z – correspondence of two scales (Ellenberg and Zarzycki); E+L – correspondence of two scales (Ellenberg and Landolt); L+Z – correspondence of two scales (Landolt and Zarzycki); U – the share of the number of species in the deviating classes of scales

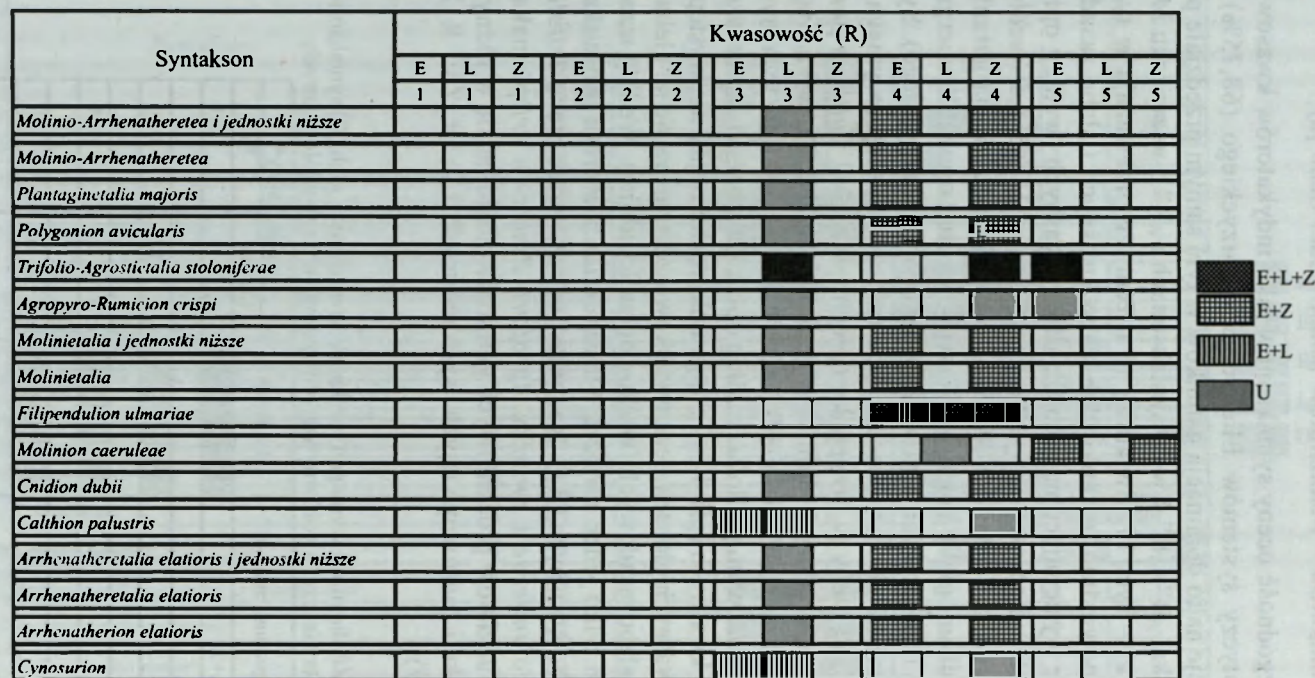
**PORÓWNANIE SYSTEMÓW LICZB EKOLOGICZNYCH NA PODSTAWIE
SYNTAKSONÓW. – WSKAŹNIKÓW KWASOWOŚCI GLEB [1]**

Najwyższa zgodność oceny syntaksonów jako indykatorów kwasowości podłoża dotyczy systemów Ellenberga i Zarzyckiego (68,75%) – tab. 50. Wskazuje na to dominacja gatunków w tym samym przedziale porównywanych skal „R” („R” 4 w 10 syntaksonach i „R” 5 w związku *Molinion caeruleae*) – ryc. 17. Świadczy to o tym, że przeważają w tych jednostkach odpowiednio: gatunki gleb słabo kwaśnych i słabo zasadowych, nigdy nie występujące na glebach silnie kwaśnych (według opisu Ellenberga), gleb umiarkowanie i słabo kwaśnych – pH 5,5–6,5 (według opisu Zarzyckiego). W związku *Molinion caeruleae* dominują gatunki, które są wskaźnikami gleby bogatych w wapń (według opisu Ellenberga); gleb obojętnych i zasadowych o pH>6,5 (według opisu Zarzyckiego). Systemy Ellenberga i Landolta wykazują zgodność waloryzacji „wymagań” względem odczynu gleby w przypadku dwóch związków *Calthion palustris* i *Cynosurion*, w których dominują gatunki z liczbą R3, wskazujące na gleby umiarkowanie kwaśne, rzadko zdarzające się na silnie kwaśnym, obojętnym lub zasadowym podłożu (według opisu Ellenberga), są wskaźnikami gleb słabo kwaśnych (pH 4,5–7,5); gatunki roślin nigdy nie występujące na silnie kwaśnych glebach, lecz wyjątkowo zdarzające się na glebach obojętnych lub słabozasadowych (według opisu Landolta). Według trzech porównywanych tylko jeden związek *Filipendulion ulmariae* jest wskaźnikiem gleb słabo kwaśnych (R4). Natomiast w przypadku rzędu *Trifolio-Agrostietalia stoloniferae* i związku *Agropyro-Rumicion crispis* maksymalne wartości udziałów procentowych gatunków znajdują się w różnych przedziałach skali porównywanych systemów: R_L3; R_Z4; R_E5 (ryc. 12, ryc. 17).

Tabela 50. Zgodność diagnozy wymagań względem kwasowości gleb (R) syntaksonów łąkowych na podstawie trzech porównywanych systemów liczb ekologicznych

Zgodność skal „R”	Legenda	Syntaksony*	
		Liczba	%
E+L+Z		1	6,3
E+Z		12	75,0
E+L		2	12,5
L+Z		0	0,0
brak zgodności		1	6,3

* Objasnienia w tabeli 2



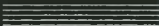
Ryc. 17. Diagnoza wymagań syntaksonów łąkowych względem kwasowości gleb (R) na podstawie trzech porównywanych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych. E+L+Z – zgodność trzech skal: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; E+Z – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Zarzyckiego; E+L – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Landolta; U – udział gatunków charakterystycznych w pozostałych systemach

Diagnosis of meadow syntaxa requirements in relation to the acidity of the soils (R) based on the comparison of three ecological scales. E+L+Z – correspondence of three scales (Ellenberg, Landolt, Zarzycki); E+Z – correspondence of two scales (Ellenberg and Zarzycki); E+L – correspondence of two scales (Ellenberg and Landolt); U – the share of the number of species in the deviating classes of scales

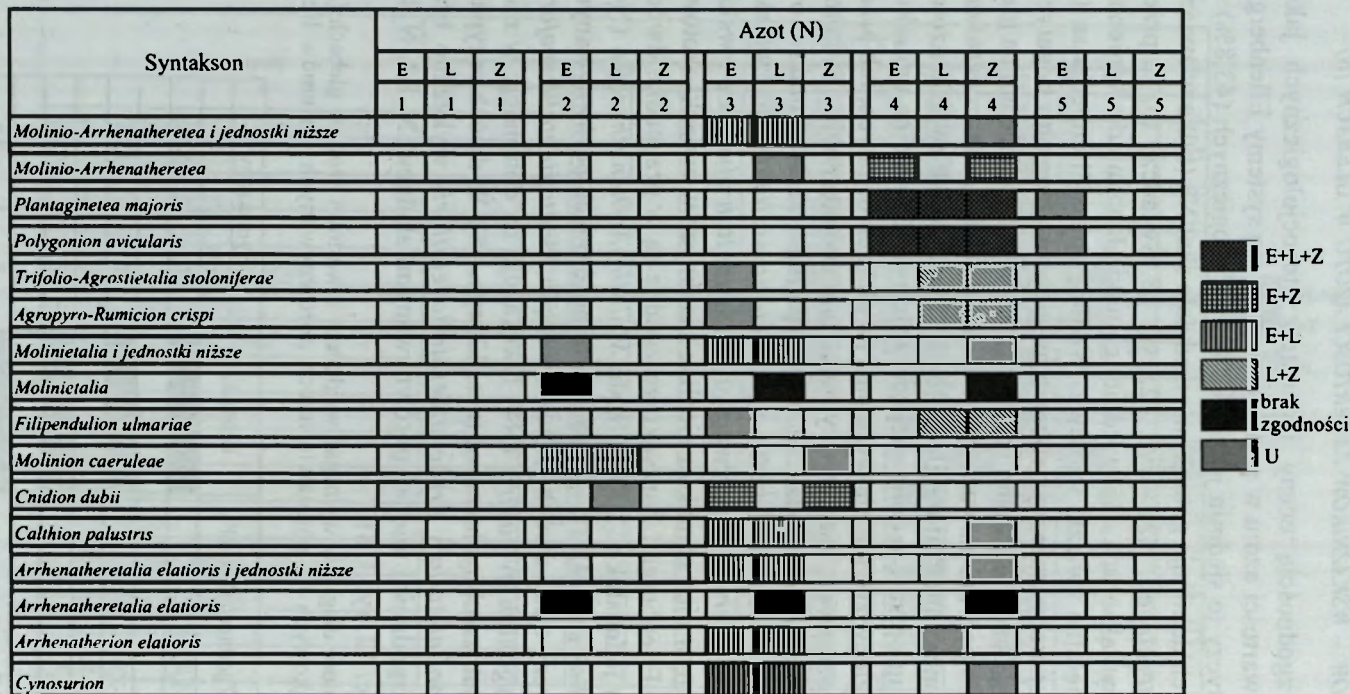
**PORÓWNANIE SYSTEMÓW LICZB EKOLOGICZNYCH NA PODSTAWIE
SYNTAKSONÓW – WSKAŹNIKÓW ZAWARTOŚCI AZOTU W GLEBACH [N]**

Najwyższą zgodnością oceny jednostek fitosocjologicznych jako wskaźników zawartości azotu w podłożu cechują się systemy Ellenberga i Landolta i dotyczy to siedmiu jednostek fitosocjologicznych (43,8%) – tab. 51, w których dominują gatunki w przedziale skal N3 (tylko w związku *Molinion caeruleae* – N2) – ryc. 12, ryc. 18. Świadczy to, że przeważają w tych syntaksonach odpowiednio: gatunki gleb umiarkowanie zasobnych w mineralne związki azotowe. Według opisu Ellenberga są to gatunki roślin sporadycznie występujące na glebach ubogich i bogatych w azot, a według Landolta gatunki roślin nigdy nie występujące ani na glebach bardzo ubogich ani nawożonych. W związku *Molinion caeruleae* przeważają gatunki – indykatory gleb ubogich w mineralne związki azotowe (N2). Według opisu Landolta mogące wskazywać także na umiarkowanie zasobne gleby, zwykle nie występują na glebach bogatych, lub przeazotowanych ponieważ nie wytrzymują tam konkurencji. Systemy Landolta i Zarzyckiego zgodne są w przypadku trzech syntaksonów (18,8%) – tab. 51 – rzędu *Trifolio-Agrostietalia stoloniferae*, związku *Agropyro-Rumicion crispi* oraz związku *Filipendulion ulmariae* i wskazują na przewagę w nich gatunków siedlisk zasobnych w związki azotowe (N4). Systemy Ellenberga i Zarzyckiego zgodne są w przypadku dwóch analizowanych jednostek (12,5%): rzędu *Molinio-Arrhenatheretea* (N4) i związku *Cnidion dubii* (N3) – tab. 51. Zgodność trzech porównywanych systemów dotyczy tylko dwóch jednostek: rzędu *Plantaginietalia majoris* i związku *Polygonion avicularis* (N4) i wskazuje na dominację w nich wskaźników gleb zasobnych w azot (ryc. 12, ryc. 18). W dwóch przypadkach: rzędu *Molinietalia* i *Arrhenatheretalia elatioris* wykazano brak jakiegokolwiek zgodności między porównywanymi skalami: N_E2, N_L3 oraz N_Z4 (ryc. 12, ryc. 18).

Tabela 51. Zgodność diagnozy wymagań względem zawartości azotu w glebach (N) syntaksonów łąkowych na podstawie trzech porównywanych systemów liczb ekologicznych

Zgodność skal „N”	Legenda	Syntaksony*	
		Liczba	%
E+L+Z		2	12,5
E+Z		2	12,5
E+L		7	43,8
L+Z		3	18,8
brak zgodności		2	12,5

* Objasnienia w tabeli 2 <http://rcin.org.pl>



Ryc. 18. Diagnoza wymagań syntaksonów łąkowych względem zawartości azotu w glebach (N) na podstawie trzech porównywanych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych. E+L+Z – zgodność trzech skal: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego; E+Z – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Zarzyckiego; E+L – zgodność dwóch skal: Ellenberga i Landolta; L+Z – zgodność dwóch skal: Landolta i Zarzyckiego; – brak zgodności między porównywanymi skalami; U – udział gatunków w pozostałych skalach

Diagnosis of the meadow syntaxa requirements in relation to the nitrogen content in the soils (N) based on the comparison of three ecological scales. E+L+Z – correspondence of three scales (Ellenberg, Landolt, Zarzycki); E+Z – correspondence of two scales (Ellenberg and Zarzycki); E+L – correspondence of two scales (Ellenberg and Landolt); L+Z – correspondence of two scales (Landolt and Zarzycki); – the lack of correspondence among the three compared scales; – the share of the number of species in the deviating classes of scales

Wyniki analizy porównawczej systemów liczb wskaźnikowych: Ellenberga i in. (1991), Landolta (1977) oraz Zarzyckiego i in. (2002) na podstawie 16 syntaksonów łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* wiążą się z oceną roli wskaźnikowej gatunków roślin te jednostki tworzących (por. rozdz. 6.3.1) i tak:

- najwyższą zgodność wykazały systemy liczb ekologicznych Landolta i Zarzyckiego (81,3% analizowanych syntaksonów) względem stopnia kontynentalizmu klimatu (K) – tab. 48, ryc. 15;

- trzy porównywane systemy wykazały zgodność w odniesieniu do ponad 50% analizowanych syntaksonów jako wskaźników intensywności światła (L) i wilgotności (F) – odpowiednio 68,8% i 56,3% (por. tab. 46 i tab. 49), przy czym tylko w przypadku jednego syntaksonu – *Cnidion dubii* – Landolt wskazał na przewagę w nim wskaźników gleb mokrych (ryc. 16);

- skale Ellenberga i Zarzyckiego wykazały zgodność dla ponad 50% analizowanych jednostek fitosocjologicznych), jako wskaźników warunków termicznych (T) – 56,3% (tab. 47) i kwasowości gleby (R) – 75,0% (tab. 50), natomiast Landolt waloryzuje je jako typowe dla obszarów o jeden stopień chłodniejszych (T3) i kwaśniejszych (R3) – w porównaniu z systemami Ellenberga i Zarzyckiego, którzy wskazują na nieco cieplejsze obszary (T4) oraz na gleby o nieco mniej kwaśnym odczynie (R4) – por. ryc. 14 i ryc. 17;

- tolerancja ekologiczna analizowanych syntaksonów, względem zawartości azotu w podłożu, jest różna według porównywanych skal ekologicznych liczb wskaźnikowych, a najwyższa zgodność (43,8% jednostek fitosocjologicznych) dotyczy skal Ellenberga i Landolta (tab. 51);

- w przypadku dwóch właściwości środowiska fizycznogeograficznego – kwasowości i zawartości azotu w podłożu – w przypadku czterech analizowanych jednostek fitosocjologicznych (odpowiednio – rzędu *Trifolio-Agrostietalia stoloniferae* i związku *Agropyro-Rumicion crispi* oraz rzędu *Molinietales* i *Arrhenatheretalia elatioris*) – zanotowano brak jakiegokolwiek zgodności między porównywanymi systemami liczb wskaźnikowych (por. ryc. 17, ryc. 18).

Tabela 52. Podstawowe dane klimatyczne niżej krajów pochodzenia systemów liczb wskaźnikowych

Dane klimatyczne	Szwajcaria		Polska		Niemcy	
	min.	max.	min.	max.	min.	max.
średnia temperatura stycznia (°C)	-1	1	-1	0	-3	1
średnia temperatura lipca (°C)	18	20	16,5	18,5	17	21
roczna suma opadów (mm)	500	800	450	750	600	800

Źródło: Nowa Encyklopedia PWN (1996)

6.4. PODSUMOWANIE WYNIKÓW ANALIZY PORÓWNAWCZEJ TRZECZ SYSTEMÓW EKOLOGICZNYCH LICZB WSKAŹNIKOWYCH

Uzyskane wyniki zgodności i różnic porównywanych skal (tab. 53 i 54) nie pozwalają na jednoznaczne ich wyjaśnienie, a interpretacja może być przeprowadzona na podstawie dwóch przeciwstawnych hipotez. Pierwsza zakłada, że porównywane skale są zbliżone, tzn. poszczególnym stopniom odpowiadają te same zakresy rzeczywistych pomiarów, a różnice dotyczą oceny wymagań gatunków jako wskaźników warunków środowiskowych. Druga alternatywna hipoteza dopuszcza następujące wyjaśnienie otrzymania

Tabela 53. Zgodności i różnice porównywanych systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych na podstawie udziału (%) gatunków łąkowych w odpowiadających sobie przedziałach zmienności skal

Cechy środowiska geograficznego		Systemy		
		Ellenberg	Landolt	Zarzycki
L	światło			
T	temperatura			
K	stopień kontynentalizmu			
F	wilgotność gleb			
R	kwasowość gleb			
N	zawartość azotu w glebach			

zgodność systemów

odrębność systemu

Tabela 54. Zgodność porównywanych systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych na podstawie udziału (%) syntaksonów łąkowych w odpowiadających sobie przedziałach zmienności skal

Cechy środowiska geograficznego		Systemy		
		Ellenberg	Landolt	Zarzycki
L	światło			
T	temperatura			
K	stopień kontynentalizmu			
F	wilgotność gleb			
R	kwasowość gleb			
N	zawartość azotu w glebach			

zgodność systemów

odrębność systemu

nych wyników – skale są różne (przesunięte najczęściej o 1 stopień), a wymagania gatunków względem analizowanych cech środowiska geograficznego – zbliżone. Brak dokumentacji rzeczywistych pomiarów (poza odczynem gleby – pH), które pozwoliłyby na bardziej jednoznaczne wyjaśnienie uzyskanych wyników narzuciło konieczność szukania rozwiązań pośrednich.

Odnosić należy, że istnieje także grupa porównywanych par skal, których charakter ani też diagnozy ekologiczne gatunków jako wskaźników warunków środowiskowych „nie pasują” do żadnej z dwóch koncepcji objaśniających otrzymane wyniki, a sugerują raczej inną kategorię (konstrukcję) skali i odmienną interpretację gatunków jako indyktorów cech klimatycznych i glebowych.

Pamiętać również należy, że gatunki roślin mogą tworzyć różnego typu ekotypy¹² w zależności od warunków środowiskowych (tab. 44).

Analiza histogramów frekwencji poszczególnych kategorii gatunków pokazuje, że jednoznaczными przykładami pierwszej koncepcji (ryc. 19) są:

- skale natężenia światła „L” – Ellenberga i Zarzyckiego (ryc. 19A),
- skale temperatury „T” – Ellenberga i Landolta (ryc. 19B),
- skale stopnia kontynentalizmu „K” – Landolta i Zarzyckiego (ryc. 19C),
- skale wilgotności gleb „F” – Ellenberga i Zarzyckiego (ryc. 19D),
- skale kwasowości gleb „R” – Ellenberga i Zarzyckiego (ryc. 19E),
- skale zawartości azotu w glebie „N” – Ellenberga i Landolta (ryc. 19F).

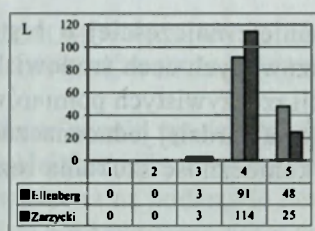
Według drugiej koncepcji rozkład frekwencji kategorii gatunków na histogramach (ryc. 20) pozwala wyjaśnić w sposób jednoznaczny różnice (przesunięcia) następujących porównywanych par skal:

- temperatury „T” – Ellenberga i Zarzyckiego (ryc. 20A),
- kwasowości gleb „R” – Ellenberga i Landolta (ryc. 20B); Landolta i Zarzyckiego (ryc. 20C),
- zawartości azotu w glebie „N” – Ellenberga i Zarzyckiego (ryc. 20D); Landolta i Zarzyckiego (ryc. 20E).

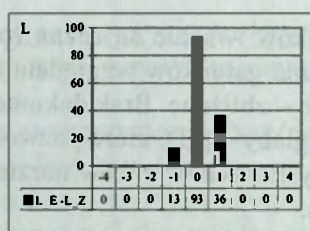
Choć zakresy podstawowych danych klimatycznych dla trzech analizowanych krajów są zbliżone (tab. 52), to położenie Polski we wschodniej części Europy Środkowej oraz rzeźba i budowa geologiczna Szwajcarii, znalazły, jak się wydaje, odzwierciedlenie w zgodności systemów liczb wskaźnikowych Landolta i Zarzyckiego względem stopnia kontynentalizmu klimatu („K”). Obaj autorzy zakwalifikowali badane gatunki i syntaksony jako wskaźniki przejściowych warunków klimatycznych (K3), a histo-

¹² Ekotyp jest to populacja w obrębie gatunku przystosowana w wyniku ewolucji do specyficznych warunków środowiskowych (Falińska 1997).

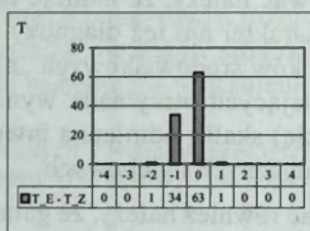
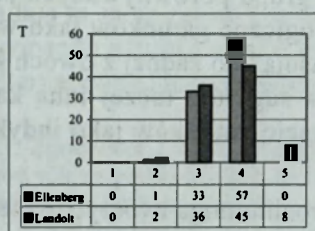
A



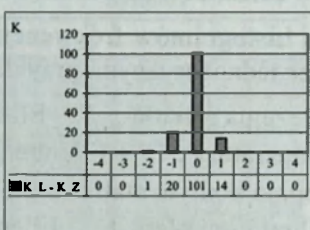
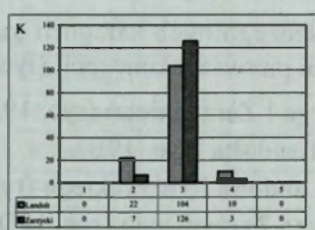
2



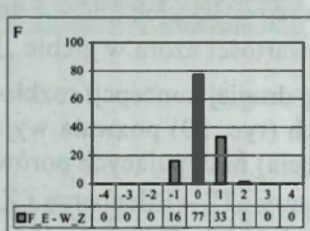
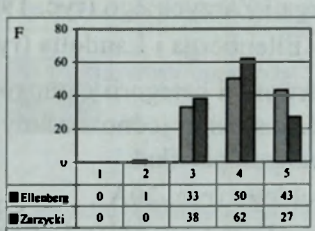
B



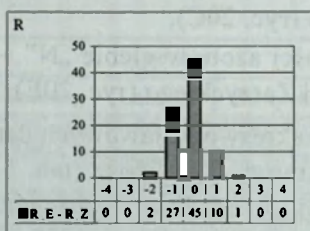
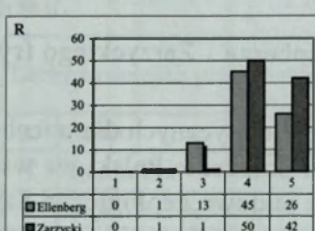
C



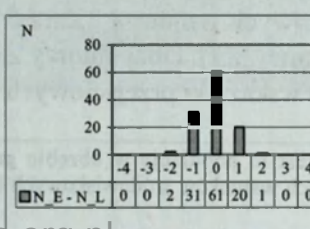
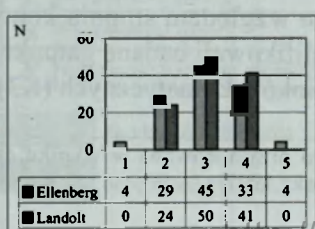
D



E



F



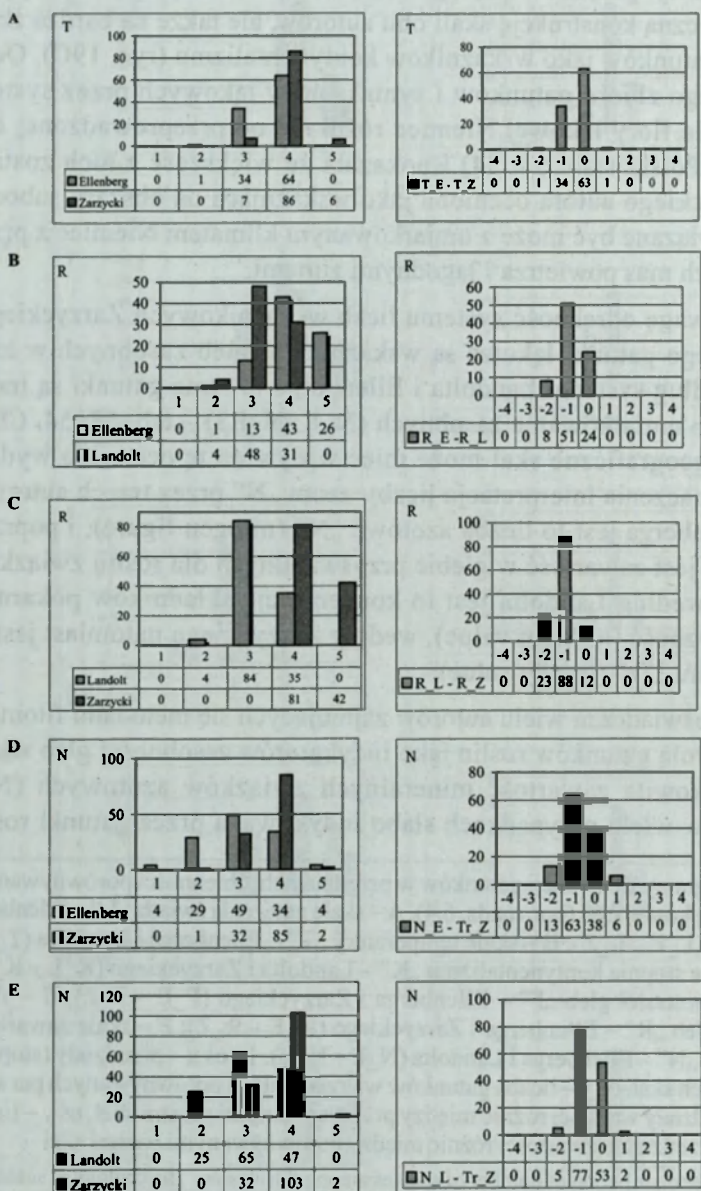
gramy frekwencji gatunków w stopniach skali „K” nie tylko wskazują na niemal identyczną konstrukcję skali obu autorów, ale także na bardzo zbliżony walor gatunków jako wskaźników kontynentalizmu (ryc. 19C). Ocena tego samego zbioru gatunków i syntaksonów łąkowych przez system Ellenberga dla flory łąkowej Niemiec różni się od przeprowadzonej dla Szwajcarii i Polski (tab. 53, 54) i pokazała że większość z nich została przez niemieckiego autora oceniona jako wskazująca na obszary suboceaniczne, co związane być może z umiarkowanym klimatem Niemiec z przewagą morskich mas powietrza i łagodnymi zimami.

Zwraca uwagę odrębność systemu liczb wskaźnikowych Zarzyckiego, według którego gatunki łąkowe są wskaźnikami gleb zasobnych w azot (Tr_Z4). Według systemu Landolta i Ellenberga te same gatunki są indykatorami gleb umiarkowanie zasobnych (N_L; N_E3) – tab. 53, 54. Choć odniesienie geograficzne skal może mieć wpływ na tę ocenę, to wydaje się nie bez znaczenia interpretacja liczby azotu „N” przez trzech autorów. Według Ellenberga jest to liczba azotowa „N” (nitrogen figure), i poprzez nią oceniana jest zawartość w glebie przyswajalnych dla roślin związków azotowych, według Landolta jest to koncentracja składników pokarmowych tzw. żyźność (nutrient value), według Zarzyckiego natomiast jest to liczba trofizmu „Tr” (trophy value).

Wyniki doświadczeń wielu autorów zajmujących się metodami fitoindykacyjnymi i rolą gatunków roślin jako indykatorów zasobności gleb wskazują, że całkowita zawartość mineralnych związków azotowych (NO_3^- i NH_4^+) jest w wielu przypadkach słabo indykowana przez gatunki roślin

Ryc. 19. Histogramy frekwencji gatunków w przedziałach zmienności porównywanych par skal według koncepcji I (por. rozdz. 6.4). A – skale natężenia światła „L” – Ellenberga i Zarzyckiego (L_E – L_Z); B – skale temperatury „T” – Ellenberga i Landolta (T_E – T_L); C – skale stopnia kontynentalizmu „K” – Landolta i Zarzyckiego (K_L – K_Z); D – skale wilgotności gleb „F” – Ellenberga i Zarzyckiego (F_E – F_Z); E – skale kwasowości gleb „R” – Ellenberga i Zarzyckiego (R_E – R_Z); F – skale zawartości azotu w glebie „N” – Ellenberga i Landolta (N_E – N_L). 1 – oś x – przedziały (stopnie) porównywanych skal, oś y – liczba gatunków w przedziałach porównywanych par skal. 2 – oś x – przedziały wartości różnic między porównywanymi parami skal, oś y – liczba gatunków w przedziałach wartości różnic między porównywanymi parami skal

Histograms of the distribution of number of species among the classes. The ecological scales are compared pair wise according to concept I (see chapter 6.4). A – the Ellenberg's and Zarzycki's scales of the light intensity „L” (L_E – L_Z); B – the Ellenberg and Landolt scales of the temperature „T” (T_E – T_L); C – the Landolt's and Zarzycki's scales of the continentality degree „K” (K_L – K_Z); D – the Ellenberg's and Zarzycki's scales of the soil moisture „F” (F_E – F_Z); E – the Ellenberg's and Zarzycki's scales of the soil acidity „R” (R_E – R_Z); F – the Ellenberg's and Landolt's scales of the nitrogen content in the soil „N” (N_E – N_L). 1 – x axis – the classes of the compared scales, below the number of species observed, y axis – the number of species in the classes of the compared pair of scales. 2 – x axis – the differences between the classes of the compared pair of scales, below the number of species observed, y axis – the number of species belonging to each value of differences



Ryc. 20. Histogramy frekwencji gatunków w przedziałach zmienności porównywanych par skal według koncepcji II (por. rozdz. 6.4.). A – temperatury „T” – Ellenberga i Zarzyckiego ($T_E - T_Z$); B – kwasowości gleb „R” – Ellenberga i Landolta ($R_E - R_L$); C – kwasowości gleb „R” – Landolta i Zarzyckiego ($R_L - R_Z$); D – zawartości azotu w glebie „N” – Ellenberga i Zarzyckiego ($N_E - N_Z$); E – zawartości azotu w glebie „N” – Landolta i Zarzyckiego ($N_L - N_Z$). 1 – oś x – przedziały (stopnie) porównywanych skal, oś y – liczba gatunków w przedziałach porównywanych par skal. 2 – oś x – przedziały wartości różnic między porównywanymi parami skal, oś y – liczba gatunków w przedziałach wartości różnic między porównywanymi parami skal

o określonej liczbie N (Hill, Carey 1997; Diekmann 2003; Schaffers, Sykora 2000). Natomiast inne składniki odżywcze, a wśród nich przede wszystkim fosfor i potas są równie dobrze, a czasem lepiej indykowane przez gatunki roślin. A.P. Schaffers i K.V. Sykora (2000) wykazali silną korelację liczby azotowej Ellenberga N z produkcją biomasy i proponują, aby liczbę N zastąpić „liczbą produktywności (wydajności)” „productivity values”. Te trudności w interpretacji „liczby azotowej N” w pewnym tylko stopniu wyjaśniają różnice w wycechowaniu gatunków, jako wskaźników zawartości azotu (żyźności, trofizmu).

Warto odnotować odrębność systemu Landolta w ocenie gatunków i syntaksonów roślin łąkowych jako wskaźników kwasowości gleb. Systemy Ellenberga i Zarzyckiego są zgodne w ocenie waloru fitoindykacyjnego gatunków i syntaksonów i oceniają je jako siedlisk słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R4), natomiast Landolt nadaje im w większości walor indyktorów stanowisk umiarkowanie kwaśnych (R3) – tab. 53, 54. Warto dodać, że według holenderskich autorów A.P. Schaffersa i K.V. Sykory (2000) liczby kwasowości R korelują lepiej z całkowitą zawartością wapnia, a nie z mierzonym odczynem gleby – pH.

Podkreślić należy, że analizowane skale są autorskie, opracowane i dostosowane do określonych regionów geograficznych Europy Środkowej, między którymi mogą istnieć rozbieżności interpretacyjne dotyczące nie tylko samych liczb ekologicznych (na przykład liczby azotu N), ale także poszczególnych stopni skali. O ile skrajne stopnie „1” i „5” skal (zmodyfikowanych) nie budzą zastrzeżeń, ponieważ zakres natężenia analizowanych cech w tych stopniach skal autorzy szacują podobnie, to problem pojawia się, gdy rozpatruje się środkowe stopnie „3” i „4”. Tak jest na przykład przy porównaniu skal kwasowości R (reaction figure) Landolta i Zarzyckiego. Diagnozy kwasowości siedlisk wyrażone przez liczby R przypisane gatunkom odzwierciedlają nieco różne zakresy pH (rozdz. 4, tab. 16) – ryc. 20B i ryc. 20C. Sugeruje to możliwość przesunięcia skal ekologicznych, w zależności od rzeczywistych pomiarów analizowanych cech w trzech regionach geograficznych Europy Środkowej.

Histograms of the distribution of number of species among the classes. The ecological scales are compared pair wise according to concept II (see chapter 6.4.). A – the Ellenberg's and Zarzycki scales of temperature „T” ($T_E - T_Z$); B – the Ellenberg's and Landolt scales of soil acidity „R” ($R_E - R_L$); C – the Landolt and Zarzycki scales of soil acidity ($R_L - R_Z$); D – the Ellenberg's and Zarzycki's scales of nitrogen content in the soil ($N_E - N_Z$); E – the Landolt's and Zarzycki's scales of nitrogen content in the soil ($N_L - N_Z$). 1 – x axis – the classes of the compared scales, below the number of species observed, y axis – the number of species in the classes of the compared pair of scales. 2 – x axis – the differences between the classes of the compared pair of scales, below the number of species observed, y axis – the number of species belonging to each value of differences

Uzyskane wyniki dowodzą potrzeby dalszych badań ujmujących inne – niż łąkowe – grupy gatunków charakterystycznych i syntaksonów, jako „wskaźników abstrakcyjnych” i porównanie ich ze „wskaźnikami realnymi” to znaczy z płatami roślinnymi z pełnym zestawem gatunków roślin należących do różnych jednostek fitosocjologicznych, przy zastosowaniu europejskich systemów ekologicznych liczb wskaźnikowych i znalezienie odpowiedniego – dla zbiorowisk roślinnych Polski.

W następnych rozdziałach do oceny warunków środowiska przyrodniczego na podstawie fitoindykacji przyjęto arbitralnie system liczb wskaźnikowych Ellenberga i in. (1991) z kilku powodów: 1) jest szeroko stosowany nie tylko w Europie Środkowej, ale także poza nią; między innymi we Włoszech (m.in. Celesti-Grappo i in. 1993; Pignatti i in. 2001), w Szwecji (Diekmann 1995, 2003; Gustafsson 1994), Wielkiej Brytanii (Thompson i in. 1993) stwarza więc możliwości porównania wyników własnych badań z literaturą zawierającą analizę danych w różnych skalach geograficznych, 2) skala Ellenberga wydaje się bardziej czuła niż pozostałe porównywane skale – składa się bowiem z 9 stopni (w przypadku wilgotności z 12), gdy pozostałe są 5-stopniowe (Landolt 1977) lub podają amplitudy ekologiczne wymagań gatunków (Zarzycki i in. 2002), 3) system liczb wskaźnikowych Ellenberga znalazł wiele zastosowań w praktyce (leśnictwie, rolnictwie, planowaniu przestrzennym, a także w monitorowaniu wielu składowych środowiska geograficznego, 4) jak wykazały wyniki przeprowadzonej analizy, spośród trzech porównywanych systemów – właśnie system ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga wykazuje najwyższą zgodność z pozostałymi dwoma systemami.

„...jeśli wyobrażymy sobie roślinność na podobieństwo jednolitej wzorzystej tkaniny, to zbiorowiska ukażą się nam jako motywy skomplikowanego desenu, a ich system jako modelowy schemat, logicznie porządkujący różnorodność motywów”

Władysław Matuszkiewicz (2001)

7. SYSTEM JEDNOSTEK SYNTAKSONOMICZNYCH A CECHY DIAGNOSTYCZNE GATUNKÓW CHARAKTERYSTYCZNYCH

Jak pisze W. Matuszkiewicz (2001): *„fitosocjologiczna analiza roślinności nabiera szczególnego znaczenia jeśli zadaniem badawczym jest ekologiczna diagnoza, interpretacja i ocena środowiska w skali krajobrazowej, tj. na poziomie ponad ekosystemowych układów ekologiczno-przestrzennych”*. Do tego celu mogą służyć systemy liczb wskaźnikowych określające wymagania ekologiczne gatunków roślinnych. Na tej podstawie można zdefiniować spektra ekologiczne jednostek fitosocjologicznych, przyjmując założenie, że gatunki charakterystyczne mogą być traktowane jako „przewodnie” wskaźniki warunków siedliskowych, w których bytują. Gatunki charakterystyczne budujące zbiorowisko roślinne danego syntaksonu dostarczają również informacji o spektrach biologicznych (min. typie budowy anatomicznej), przystosowawczych cechach demograficznych (typie zapylania i rozsiewania) oraz odpornościowych (typie hemerobii i strategii życia roślin).

Rozdział ten obejmuje:

- określenie powiązań systemu fitosocjologicznego łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, z systemem ekologicznych liczb wskaźnikowych H. Ellenberga i in. (1991) oraz K. Zarzyckiego i in. (2002), a także:
- pokazanie zróżnicowania w związkach zespołów – udziału form życiowych, różnych typów budowy anatomicznej, typu rozsiewania (chorii) i zapylania (gamii), typu hemerobii i strategii życia, a także zasięgu geograficznego gatunków budujących te syntaksony.

Werbalny florystyczno-fitosocjologiczny opis wraz z charakterystyką elementów siedliskowych i fitogeograficznych na podstawie opracowania

W. Matuszkiewicza (2001), został w tym podrozdziale uzupełniony o charakterystykę ekologiczną syntaksonów w randze związków zespołów łąkowych. Uwzględnia ona, poza ich walorem wskaźnikowym warunków siedliskowych, także cechy odpornościowe, demograficzne oraz biologiczne. Prezentowane ryciny ilustrują amplitudy ekologiczno-siedliskowe, oraz udział gatunków o określonych cechach przystosowawczych (ryc. 21–23). Natomiast poniższy opis dotyczy tylko tych przedziałów skal, w których wartość udziału gatunków charakterystycznych jest maksymalna.

Związek *Polygonion avicularis* „zbiorowiska dywanowe”, antropogeniczne, umiarkowanie nitrofilne zbiorowiska miejsc silnie wydeptywanych, złożone z gatunków znoszących uszkodzenia mechaniczne i tworzących niskie, przylegające do ziemi murawy (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Polygonion avicularis* jest wskaźnikiem światła (L8), umiarkowanie ciepłych (T6), suboceanicznych obszarów (K3), gleb o przeciętnej wilgotności – świeżych (F 5–6), o szerokiej amplitudzie względem odczynu gleb (R0), wskaźnik gleb umiarkowanie zasobnych jak również zasobnych (N5–8), mineralno-próchnicznych (H2), o składzie mechanicznym glin piaszczystych i utworów pylastych (D4) – ryc. 21. Wśród gatunków charakterystycznych związku dominują mezomorfy (BA 4), gatunki odporne na mechaniczne niszczenie (HMR 6–7) i o mieszanej strategii życia (STR csr) – ryc. 22. Zapylane są przy pomocy wiatru (BT w), a rozsiewane zarówno przez wiatr jak i organy czepne zwierząt (VT we) – ryc. 23.

Związek *Agropyro-Rumicion crispi*, murawy zalewowe – jedyny w środkowej Europie związek półnaturalnych, często pionierskich, zbiorowisk rozłogowych traw i płożących się roślin dwuliściennych, tworzących niskie murawy na miejscach okresowo zalewanych lub podtapianych przy wysokim stanie wody w dolinach większych rzek lub jezior. Charakterystyczną cechą siedliska są żyzne gleby mineralne, zasobne zwłaszcza w azot, przeważnie drobnoziarniste o zagęszczonej strukturze i niskiej porowatości, skutkiem tego o niekorzystnych stosunkach powietrznych, natomiast trwale wilgotne, a okresowo nawet przewodnione (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Agropyro-Rumicion crispi* jest wskaźnikiem światła (L8), umiarkowanie ciepłych (T6), suboceanicznych obszarów (K3), gleb wilgotnych (F7), obojętnych i zasadowych (R8), wskaźnik gleb umiarkowanie zasobnych (N5), mineralno-próchnicznych (H2), o składzie mechanicznym glin piaszczystych i utworów pylastych, choć też glin ciężkich (D4,5) – ryc. 21. Wśród gatunków charakterystycznych związku dominują mezomorfy (BA 4), gatunki obojętne na mechaniczne niszczenie (HMR 0), o mieszanej strategii życia (STR csr) – ryc. 22. Zapylane są przy pomocy

Syntakson	Światło (L)**										Temperatura (T)									
	skala Ellenberga										skala Ellenberga									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Polygonion avicularis*</i>																				
<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>																				
<i>Filipendulion</i>																				
<i>Molinion caeruleae</i>																				
<i>Cnidion dubii</i>																				
<i>Calthion palustris</i>																				
<i>Arrhenatherion elatioris</i>																				
<i>Cynosurion</i>																				

■ maksymalny udział (%) liczby gatunków charakterystycznych / the largest share of number of plant species

▒ udział (%) liczby gatunków charakterystycznych w klasach zmienności skal / the share of number of species in classes of analysed scale

* objaśnienia (rozdz. 6, tab. 23); ** objaśnienia (rozdz. 4; tab. 12–19)

Syntakson	Trwałość liści (BA)**				Budowa anatomiczna (AB)										Skł.			
	1	2	3	4	4	42	2	24	54	34	52	23	45	0	1	2		
<i>Polygonion avicularis*</i>																		
<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>																		
<i>Filipendulion</i>																		
<i>Molinion caeruleae</i>																		
<i>Cnidion dubii</i>																		
<i>Calthion palustris</i>																		
<i>Arrhenatherion elatioris</i>																		
<i>Cynosurion</i>																		

■ maksymalny udział (%) liczby gatunków charakterystycznych / the largest share of number of plant species

▒ udział (%) liczby gatunków charakterystycznych w klasach zmienności skal / the share of number of species in classes of analysed scale

* objaśnienia (rozdz. 6, tab. 23); ** objaśnienia (rozdz. 4; tab. 3, 5; 7–8; 11)

Ryc.
klas
Diff
class

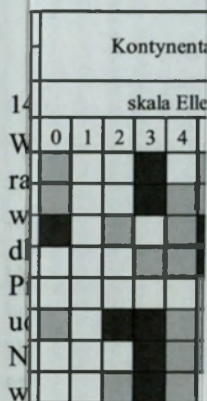
Syntakson	Gamia (BT)**													
	i	is	isk	isw	w	ws	ws	si	a	c	caw	chwas	es	e
<i>Polygonion avicularis*</i>														
<i>Agropyro-Rumicion crispi</i>														
<i>Filipendulion</i>														
<i>Molinion caeruleae</i>														
<i>Cnidion dubii</i>														
<i>Calthion palustris</i>														
<i>Arrhenatherion elatioris</i>														
<i>Cynosurion</i>														

■ maksymalny udział (%) liczby gatunków charakterystycznych / the largest share of number of plant species

▒ udział (%) liczby gatunków charakterystycznych w klasach zmienności skal / the share of number of species in classes of analysed scale

* objaśnienia (rozdz. 6, tab. 23); ** objaśnienia (rozdz. 4; tab. 5–6)

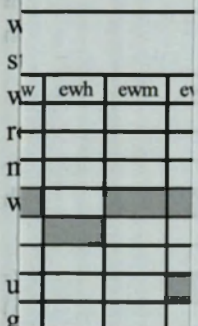
Ryc
char
Diff
with



Ryc. 21. Amplitudni
Ecological spectr
zł
ni



ryc. 22. Zróżnicowa
y *Molinio-Arrhe*
rentiation of diagn



z ryc. 23. Zróżnicowa
akterystycznych
rentiation of dem
in the meadow alli
n
o

wiatru (BT w), a typ rozsiewania jest bardzo różnorodny, przeważnie mieszany: decydującymi czynnikami jest tu wiatr i woda (ryc. 23).

Związek *Filipendulion* częściowo naturalne zbiorowiska ziołoroślowe złożone z wysokich bylin dwuliściennych, występujące wzdłuż cieków wodnych. rozprzestrzeniły się na wszystkie dostatecznie wilgotne miejsca zwykle nie koszone (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Filipendulion* jest wskaźnikiem stanowisk o względnej intensywności światła (L7), umiarkowanie ciepłych (T6), przejściowych suboceanicznych i subkontynentalnych obszarów (K5), gleb mokrych (F8), słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R7), wskaźnik gleb umiarkowanie zasobnych (N5)), bogatych w materię organiczną (H 2,5–3), o składzie mechanicznym glin piaszczystych, utworów pylastych, oraz glin ciężkich (D4,5) – ryc. 21. Wśród gatunków charakterystycznych związku dominują rośliny bagienne (helomorfy) oraz o typie mieszanym mezomorfy/ helomorfy (BA2 i 42), gatunki o stosunkowo niskiej odporności na oddziaływania antropogeniczne (HMR 3), o typie konkurencyjnym (STR c) – ryc. 22. Zapylane są przez owady i wiatr (BT w), a podstawowym czynnikiem rozsiewającym nasiona jest wiatr (VT) – ryc. 23.

Związek *Molinion caeruleae*, antropogeniczne zbiorowiska jednokolnych i nie nawożonych łąk zmiennowilgotnych na glebach mineralnych o szerokiej amplitudzie troficznej: od kwaśnych siedlisk mezotroficznych do bardzo żyznych zasadowych, zawierających węglan wapnia. Zbiorowiska związku *Molinion* szybko zanikają w całej zachodniej i środkowej Europie. W Polsce zbiorowiska łąk trzęślicowych spotyka się, zwykle na małych powierzchniach i rzadko już w klasycznej postaci, na obszarze całego kraju, a szczególnie w rejonach, gdzie z różnych przyczyn na nie zmeliorowanych i nie nawożonych terenach łąk mineralnych stosowany bywa niekiedy jednorazowy, bardzo późny pokos (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Molinion caeruleae* jest wskaźnikiem względnie naświetlonych stanowisk (L7), o szerokiej amplitudzie względem warunków termicznych (T0 : T 5–7), przejściowych – suboceanicznych i subkontynentalnych obszarów (K5), gleb wilgotnych (F7), o szerokiej amplitudzie względem odczynu gleb (R0), wskaźnik gleb oligotroficznych (N2), mineralno-próchnicznych (H2), ale też bogatych w materię organiczną (H2,5), o składzie mechanicznym piasków i utworów pylastych (D4) – ryc. 21. Wśród gatunków charakterystycznych związku dominują mezomorfy (BA4), gatunki o niskiej odporności na oddziaływania antropogeniczne (HMR2), o mieszanej strategii życia (STR csr) – ryc. 22. Zapylane są przez owady i wiatr, a dominującym czynnikiem rozsiewania diaspór jest wiatr (VT w) – ryc. 23.

Związek *Cnidion dubii*, „łąki selernicowe” zbiorowiska wilgotnych łąk, ekstensywnie zagospodarowanych, położonych na żyznych aluwialach w środkowym i dolnym odcinku dolin wielkich rzek. Siedliska te są co roku raz lub dwa razy (wczesną wiosną i/lub latem) zalewane przez wody powodziowe, mają jednak również powtarzające się regularnie okresy przesuszenia. Roślinność przystosowana jest zatem do periodycznie zmiennych i bardzo różnych, stosunków wodnych (Załuski 1995; Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Cnidion dubii* jest wskaźnikiem względnie naświetlonych stanowisk (L7), ciepłych (T7), subkontynentalnych obszarów (K6), gleb mokrych (F8), słabo kwaśnych (R7), wskaźnik gleb umiarkowanie zasobnych (N4), mineralno-próchnicznych (H2), o składzie mechanicznym glin piaszczystych i utworów pylastych (D4), ale także glin ciężkich i iłów (D5) – ryc. 21. Wśród gatunków charakterystycznych związku dominują rośliny bagienne (helomorfy) (BA2), gatunki o niskiej odporności na oddziaływania antropogeniczne (HMR2), o mieszanej strategii życia (STR cs i csr) – ryc. 22. Zapyłane są różnorodnie przy udziale owadów i wiatru, a typ rozsiewania jest mieszany (organy czepne zwierząt, wiatr, woda, myrmekochoria – rozsiewanie przez mrówki) – ryc. 23.

Związek *Calthion palustris*, antropogeniczne zbiorowiska meliorowanych i dobrze nawożonych dwu- i wielokośnych łąk wilgotnych i mokrych. Związek *Calthion* obejmuje wiele zespołów, zależnych od różnic warunków siedliska wodno-glebowego, klimatu i form użytkowania gospodarczego (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Calthion palustris* jest wskaźnikiem względnie naświetlonych i naświetlonych stanowisk (L 7–8), umiarkowanie ciepłych (T6), suboceanicznych obszarów (K 2–3), gleb mokrych (F8), zasadowych (R8), wskaźnik gleb umiarkowanie zasobnych (N5), organogenicznych (H3), o składzie mechanicznym glin ciężkich i iłów (D4,5) – ryc. 21. Wśród gatunków charakterystycznych związku dominują mezomorfy/helomorfy (BA42), gatunki o stosunkowo niskiej odporności na oddziaływania antropogeniczne (HMR3), o mieszanej strategii życia (STR cs) – ryc. 22. Podstawowym czynnikiem biorącym udział w zapyłaniu jest wiatr (BT w), a w rozsiewaniu – wiatr i organy czepne zwierząt (VT we) – ryc. 23.

Związek *Arrhenatherion elatioris*, łąki gładowe – bogate florystycznie zbiorowiska świeżych wysoko produktywnych łąk wielokośnych na nizinie i w niższych położeniach w górach o bardzo obszernym zasięgu geograficznym; obejmuje wysoko produktywne, dobrze nawożone łąki świeże typu niżowego i jest jednym z najbardziej charakterystycznych zbiorowisk zastępczych w dynamicznym kręgu zbiorowisk lasów gładowych oraz sto-

sunkowo najsuchszych, łągów (*Ficario-Ulmetum*). Zbiorowisko występuje na żyznych drobnoziarnistych glebach brunatnych i brunatniejących madach o korzystnych stosunkach wodnych i powietrznych w okresie wegetacji (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Arrhenatherion elatioris* jest wskaźnikiem względnie naświetlonych i naświetlonych stanowisk (L 7–8), umiarkowanie ciepłych (T6), suboceanicznych obszarów (K3), gleb o przeciętnej wilgotności – świeżych (F5), gleb słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R7), wskaźnik gleb umiarkowanie zasobnych (N5), mineralno-próchnicznych (H2), o składzie mechanicznym glin piaszczystych i utworów pylastych (D4) – ryc. 21. Związek tworzą wyłącznie mezomorfy (BA4), gatunki o przeciętnej odporności na oddziaływania antropogeniczne (HMR5) i o typie konkurencyjnym strategii życia (STR c) – ryc. 22. Dominującym typem zapylania jest typ mieszany entomogamiczny (przez owady) i samopylność (BT is), a podstawowymi typami rozsiewania: wiatr, organy czepne zwierząt i mrówki – *myrmekochoria* (VT wea) – ryc. 23.

Związek *Cynosurion*, ubogie florystycznie, wyspecjalizowane zbiorowiska żyznych pastwisk na niżu i w niższych położeniach górskich; zajmują siedliska tego samego typu jak zespoły łąkowe obu wyżej przedstawionych związków (Matuszkiewicz W. 2001).

Związek *Cynosurion* jest wskaźnikiem względnie naświetlonych i naświetlonych stanowisk (L 7–8), o szerokiej amplitudzie względem warunków termicznych (T0), suboceanicznych obszarów (K3), gleb o przeciętnej wilgotności – świeżych (F5), o szerokiej amplitudzie względem odczynu gleb (R0), ale również wskaźnik gleb umiarkowanie kwaśnych (R5), o szerokiej amplitudzie troficznej oraz umiarkowanie zasobnych (N4), mineralno-próchnicznych (H2), o składzie mechanicznym glin piaszczystych i utworów pylastych (D4) – ryc. 21. Związek tworzą wyłącznie mezomorfy (BA4), gatunki względnie odporne na oddziaływania antropogeniczne (HMR6), o typie mieszanym strategii życia (STR csr) – ryc. 22. Dominującym typem zapylania jest typ mieszany entomogamiczny (przez owady) i samopylność (BT is), typ rozsiewania jest również mieszany: przez wiatr, organy czepne zwierząt i mrówki – *myrmekochoria* (VT wea) – ryc. 23.

Nie uwzględniono formy życiowej w charakterystyce syntaksonów. Wszystkie bowiem zdominowane są przez hemikryptofity (naziemnopączkowe), których pączki odnawiające umieszczone są równo z powierzchnią gleby i chronione przez żywe lub obumarłe liście odziomkowe, ściółkę, lub zewnętrzną warstwę gleby; są to kępy traw i wiele gatunków łąkowych strefy umiarkowanej. W omawianej grupie jednostek fitosocjologicznych występują także gatunki o innych formach życiowych: geofity, o mie-

szonej formie życiowej – geofity i hydrofity (w związku *Calthion*) oraz terofity (w związkach *Polygonion avicularis* i *Cynosurion*).

Mając na uwadze fakt, że zbiorowiska łąkowe są azonalne, różnorodny jest zasięg geograficzny gatunków wchodzących w ich skład (ryc. 23). I tak tworzące związek *Polygonion avicularis*, sięgają obszarów około biegunowych – są w większości kosmopolityczne, co związane jest z charakterem zbiorowiska. Jest ono złożone z gatunków znoszących uszkodzenia mechaniczne i tworzących niskie, przylegające do ziemi murawy, a kształtowane przede wszystkim przez czynnik antropogeniczny (wydeptywanie), który determinuje skład gatunkowy tych zbiorowisk.

W jedynym w Środkowej Europie związku *Agropyro-Rumicion crispi*, który tworzą półnaturalne, często pionierskie murawy zalewowe i związku *Cnidion dubii*, do którego należą zalewane przez wody powodziowe „łaki selernicowe” dominują gatunki europejsko-zachodnio-azjatyckie, a także europejsko-zachodnio-syberyjskie. Gatunki typowo europejskie przeważają w związkach: *Filipendulion*, *Molinion caeruleae*, *Calthion palustris*, *Arrhenatherion elatioris* i *Cynosurion* (ryc. 22).

Według systemu liczb wskaźnikowych Ellenberga ponad 70% gatunków łąkowych jest obojętnych względem czynnika termicznego „T”, przy czym im bardziej wąsko jest ujęty syntakson w hierarchicznym systemie fitysocjologicznym tym mniej jest gatunków o szerokiej amplitudzie wymagań względem tego czynnika. Warto zauważyć, że „najcieplejszym” i jednocześnie najbardziej kontynentalnym jest związek *Cnidion dubii* i tak też został opisany przez T. Załuskiego (1995).

Według systemu Ellenberga wskaźnikami umiarkowanej zawartości azotu (N_E5) są związki: *Agropyro-Rumicion crispi*, *Filipendulion*, *Calthion palustris* oraz *Arrhenatherion elatioris*. W obrębie *Polygonion avicularis* równy jest udział gatunków w skali zmienności zawartości azotu w podłożu (N_E 5–8), czyli, że związek ten można znaleźć na glebach o umiarkowanej jak i wysokiej zawartości azotu w podłożu. Według systemu Zarzyckiego wszystkie związki mają optimum występowania na glebach zasobnych (eutroficznych) – Tr_Z4 – por. rozdz. 6.

Z powyższych rozważań wynika, że w większości analizowanych przypadków zakwalifikowanie gatunków charakterystycznych do określonych syntaksonów (jednostek fitysocjologicznych) z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* znajduje potwierdzenie w siedliskowej diagnozie przeprowadzonej przy zastosowaniu metody fitoindykacyjnej H. Ellenberga i in. (1991). Bowiem jak pisze W. Matuszkiewicz (2001) „.....,koncepcja gatunków charakterystycznych wynika z przeświadczenia, że gatunki roślin wykazują różnice w zakresie tolerancji ekologicznej i na tej koncepcji

opiera się uzasadnienie fitosocjologicznej metody fitoindykacji". Wydaje się więc, że diagnozy fitoindykacyjne korzystające z tzw. liczb wskaźnikowych mogą być dobrym dopełnieniem klasycznej fitosocjologicznej analizy zbiorowisk roślinnych.

O relacjach między jednostkami fitosocjologicznymi, a wartościami wskaźników ekologicznych pisze w swojej pracy E. van Der Maarel (1993) i przyjmuje założenie, że jednostki fitosocjologiczne tak jak ich charakterystyczne grupy gatunków, powinny być ekologicznie jednorodne. E. Van der Maarel udowadnia, na podstawie dwóch przykładów: zbiorowisk roślinnych należących do rzędów *Littorelletalia* i *Molinietalia*, że obecny syntaksonomiczny system nie jest jednoznacznie ekologicznie jednorodny. Wychodzi on z założenia, że podobieństwo jednostek fitosocjologicznych może być dodatkowo podkreślone i uzupełnione przez zbliżone spektra wskaźnikowe gatunków je tworzących. Autor zauważa, że systemy liczb wskaźnikowych (nie tylko stworzone przez Ellenberga) są budowane niezależnie od systemów syntaksonomicznych a synekologia bardziej niż syntaksonomia bazuje na szczegółowych badaniach glebowych. E. van der Maarel (1993), powołując się na innych autorów, zwraca uwagę na wysoki stopień korelacji między laboratoryjnymi pomiarami cech glebowych, a wartością wskaźnikową gatunków roślin występujących w danym miejscu.

Należy pamiętać, że zbiorowiska łąkowe są azonalne, tzn. nie związane z określoną strefą klimatyczno-roślinną, mogące występować w różnych strefach na właściwych sobie często skrajnych siedliskach. Konieczne wydaje się zatem przeprowadzenie szczegółowych analiz indykacyjnych dla wszystkich, niżowych zbiorowisk roślinnych Polski, szczególnie zonalnych zbiorowisk leśnych, kształtowanych przede wszystkim przez czynniki klimatyczne, których charakterystyka fitosocjologiczna i siedliskowa znajduje się w opracowaniach W. Matuszkiewicza (2001) oraz J.M. Matuszkiewicza (2001).

„Ścisła zależność między składem gatunkowym roślinności, stopniem jej rozwoju, dorodnością, gęstością i innymi właściwościami a warunkami środowiskowymi powoduje, że jest ona miernikiem tych warunków i wskaźnikiem oraz wskaźnikiem najbardziej wszechstronnym i najbardziej czułym”

Józef Motyka (1962)

8. WARTOŚĆ WSKAŹNIKOWA ZBIOROWISK ROŚLINNYCH

8.1. WPROWADZENIE

Na podstawie zróżnicowania syntaksonomicznego zbiorowisk roślinnych można określać zróżnicowanie warunków siedliskowych – jest to podstawowe założenie fitoindykacji geobotanicznej. Ekologiczne grupy gatunków i zbiorowiska roślinne bardziej wiarygodnie „indykują” zmienne środowiska niż pojedyncze gatunki, których amplitudy ekologiczne często zachodzą na siebie, co powoduje, że spektrum ekologiczne grupy gatunków (zbiorowiska) jest węższe niż pojedynczych gatunków, wchodzących w skład tego zbiorowiska (rozdz. 3 – ryc. 4). Dlatego właśnie lista gatunków charakteryzująca określone zbiorowisko roślinne zapisana w zdjęciu fitytosocjologicznym daje podstawy dla zastosowań ekologicznych liczb wskaźnikowych (Wójcik 1977, 1983; Bocker i in. 1983; Dzwonko 2001a, b; Dzwonko, Loster 2000, 2001; Diekmann 2003; Roo-Zielińska 1994, 2002, 2003a, b).

W poprzednim rozdziale (rozdz. 7) określono spektra ekologiczno-siedliskowe syntaksonów – związków zespołów łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, na podstawie grupy gatunków charakterystycznych. Te abstrakcyjne jednostki syntaksonomiczne potraktowano jako wzorcowe, reperowe wskaźniki warunków siedliskowych (Roo-Zielińska 2001).

Wiadomo jednak, że płat roślinny badany w warunkach naturalnych, choć kwalifikowany do danej jednostki fitytosocjologicznej na podstawie gatunków charakterystycznych składa się jeszcze z innych gatunków, a ich pełny zestaw wraz z pokryciem podany jest w zdjęciu fitytosocjologicznym.

Zbiorowisko roślinne należące do określonego syntaksonu jest tworzone przez: 1) charakterystyczną kombinację gatunków tzn. zestaw gatunków charakterystycznych i wyróżniających, 2) gatunki towarzyszące (często o szerokiej amplitudzie ekologicznej), 3) gatunki obce (przechodzące z innych, obcych syntaksonów) oraz 4) gatunki przypadkowe (towarzyszące) o bardzo małym stopniu stałości (Matuszkiewicz W. 2001).

Poszczególne grupy gatunków roślin różnią się wyraźnie rolą, jaką odgrywają w zbiorowisku oraz obfitością występowania. Dlatego też oceniając warunki siedliskowe zbiorowiska roślinnego można uwzględniać różne grupy gatunków, w tym: gatunki charakterystyczne, charakterystyczną kombinację gatunków, gatunki dominujące oraz pełny skład florystyczny (Roo-Zielińska 2001).

Ważnym zagadnieniem badawczym jest porównanie oceny wymagań siedliskowych poszczególnych płatów roślinnych należących do określonych syntaksonów na podstawie: pełnego zestawu gatunków, tylko gatunków dominujących i wartości średniej „liczby ekologicznej” dla zdjęcia fitosocjologicznego; analizowano zarówno liczbę gatunków, jak i ich udział powierzchniowy; tam, gdzie było to możliwe uwzględniono rzeczywiste pomiary glebowe.

Uzyskane wyniki potwierdziły, że różne zbiorowiska, nawet w obrębie tego samego syntaksonu, mogą różnić się ich amplitudą wymagań środowiskowych (Roo-Zielińska 1994, 2001, 2004; Diekmann 2003). Daje to możliwość wyróżniania „dobrych” i „złych” indykatorów (o szerokiej amplitudzie ekologicznej) – na podstawie spektrum wymagań ekologicznych zbiorowisk roślinnych należących do wielu różnych (a nawet tych samych) jednostek fitosocjologicznych.

8.2. MATERIAŁY ŹRÓDŁOWE

Trzydzieści zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska łąkowe są podstawą interpretacji wartości wskaźnikowej zbiorowisk roślinnych oraz stanowią materiał dla przedstawienia różnych ujęć fitoindykacyjnych, umożliwiających wykorzystanie zbiorowiska roślinnego jako indykatora warunków siedliskowych. Autorem zdjęć fitosocjologicznych opisujących zbiorowiska łąkowe w Puszczy Białowieskiej należące do związków *Arrhenatherion elatioris* i *Calthion palustris* jest J.B. Faliński (1966), natomiast reprezentujących zbiorowiska łąkowe w dolinach rzek należące do związku *Cnidion dubii* – T. Załuski (1995).

Dla każdego z tych związków wybrano po 10 zdjęć fitosocjologicznych: *Arrhenatherion* reprezentuje tylko jeden zespół *Arrhenatheretum me-*

dioeuropaeum w dwóch wariantach z wyką płotową *Vicia sepium* (6 zdjęć) i z rogownicą polną *Cerastium arvense* (4 zdjęcia). Związek *Calthion* jest reprezentowany przez zespoły: *Cirsietum rivularis* wariant typowy (3 zdjęcia), *Cirsietum rivularis* wariant z pięciornikiem błotnym *Comarum palustre* (*Comorum palustre* = *Potentilla palustris*) (4 zdjęcia), który jak pisze J.B. Faliński (1966) jest bardziej wilgotny oraz *Scirpetum silvatici* (3 zdjęcia) zespół z dominacją sitowia leśnego (*Scirpus sylvaticus*) występujący w lokalnych zagłębieniach na słabokwaśnych, próchniczno-gliniastych glebach glejowych lub pseudoglejowych, trwale zabagnionych.

Łąki „selernicowe” ze związku *Cnidion dubii* swym zasięgiem obejmują głównie kontynentalną część Europy. W niniejszym opracowaniu analizowano mezotroficzne zbiorowiska roślinne należące do jedynego zespołu *Violo-Cnidietum dubii*, występującego najczęściej na próchnicznych madach rzecznych w dolinach większych rzek Odry, Warty, Wisły i Bugu wraz dolnymi odcinkami Narwi, Sanu i Nidy. Typowe dla tych zbiorowisk są lekko nachylone zbocza obniżeń w miejscach poniżej powodziowego stanu wody, a powyżej normalnego. Niezbędnym warunkiem występowania tego zespołu jest powtarzający się okresowo zalew; zbiorowisko zanika po obwałowaniu rzeki w miejscach jego występowania (Załuski 1995; Matuszkiewicz W. 2001). W tej rozprawie do analizy fitoindykacyjnej wybrano zbiorowiska roślinne należące do trzech podzespołów tego zespołu wyróżnionych przez T. Załuskiego (1995): *Violo-Cnidietum dubii typicum* (4 zdjęcia fitosocjologiczne), *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris* (3 zdjęcia), *Violo-Cnidietum dubii galietosum veris* (3 zdjęcia) występujące w dolinach Odry, Warty, Wisły i Bugu (por. rozdz. 5; ryc. 6).

Dla omówienia istoty zbiorowisk roślinnych jako „dobrych” i „złych” indykatorów warunków środowiska geograficznego wykorzystano 371 zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących 49 podstawowych jednostek typologicznych roślinności, z których każda została scharakteryzowana co najmniej 3 zdjęciami fitosocjologicznymi. Na podstawie wartości średnich ważonych: światła (L), temperatury (T), stopnia kontynentalizmu, (K), wilgotności (F), kwasowości gleb (R) i zawartości w nich azotu (N) określono amplitudy ekologiczne każdej z analizowanych jednostek typologicznych (Roo-Zielińska 1994). Na potrzeby niniejszego opracowania przeanalizowano amplitudy ekologiczne zbiorowisk roślinnych w odniesieniu do czterech czynników środowiska: światła (L), wilgotności (F), kwasowości gleb (R) i zawartości w nich azotu (N).

8.3. ZBIOROWISKA ŁĄKOWE Z KLASY *MOLINIO-ARRHENATHERETEA* JAKO WSKAŹNIKI WARUNKÓW ŚRODOWISKA FIZYCZNOGEOGRAFICZNEGO

8.3.1. CHARAKTERYSTYKA EKOLOGICZNA ZBIOROWISK ŁĄKOWYCH NA PODSTAWIE FITOINDYKACJI

ZWIĄZEK *ARRHENATHERION ELATIORIS*

Optimum występowania gatunków w zbiorowiskach roślinnych należących do zespołu *Arrhenatheretum medioeuropaeum* (szczególnie w wariancie z *Vicia sepium*) wskazuje na gleby świeże, umiarkowanie wilgotne (F5); gatunki roślin z tą liczbą nie występują ani na mokrych ani na przesuszonych stanowiskach. Zakres wartości średnich ważonych wskazuje na gleby świeże (F 4,2–5,0). Znaczny jest udział gatunków obojętnych (o szerokiej amplitudzie) w stosunku do wilgotności siedlisk (tab. 55).

Zbiorowiska należące do omawianego zespołu cechują się znacznym udziałem (często ok. 50%) gatunków o szerokiej amplitudzie względem stopnia zakwaszenia gleb. Pozostałe są w większości wskaźnikami gleb słabo kwaśnych i słabo zasadowych (R7), na co wskazuje także zakres wartości średnich ważonych – R 5,9–7,0 (tab. 56).

Zbiorowiska zespołu *Arrhenatheretum medioeuropaeum* cechują się szeroką amplitudą troficzną występują tu bowiem zarówno gatunki oligotroficzne (N 2–3), jak i eutroficzne N7, przy niewielkiej przewadze wskaźników gleb żyznych (w większości zdjęć N 6–7). Wartości średnich ważonych oscylują dla tej grupy zbiorowisk od N4,3 w *Arrhenatheretum* z *Cerastium arvense* do N 5,6 w pozostałych fitocenozach tego zespołu i wskazują na umiarkowanie zasobne gleby w mineralne związki azotowe (tab. 57).

ZWIĄZEK *CALTHION PALUSTRIS*

Zbiorowiska łąkowe należące do zespołu *Cirsietum rivularis* są budowane przez gatunki wskaźniki gleb świeżych (F5) oraz mokrych (F9), przy czym gatunki dominujące (główne edyfikatory zbiorowiska) są wskaźnikami gleb wilgotnych i mokrych (F7 – F9). Zakres wartości średnich (F 7,3–7,9) wskazuje na to, że zbiorowiska te są wskaźnikami gleb wilgotnych (tab. 58).

W zbiorowiskach należących do tego samego zespołu *Cirsietum rivularis*, ale w wariancie z *Comarum palustre*, występują też (choć z niewielkim pokryciem) gatunki – wskaźniki zmiany poziomu wody (turzycza dzióbekowata *Carex rostrata*, skrzyp bagienny *Equisetum limosum* = *E. fluviatile*, jaskier wielki *Ranunculus lingua*), są to rośliny bagienne,

Tabela 55. Zróznicowanie

Syntakson	
Związek	<i>Arrhenatherion elatioris</i>
Zespół	
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>
	<i>Arrhenatheretum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>

*A – udział liczby gatunków c
E – udział pokrycia gatunków c

Tabela 56. Zróznicowane udziały gatunków – wskaźnik

Syntakson		Nr zdj
Związek	<i>Arrhenatherion elatioris</i>	
Zespół		
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>	49
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>	498
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>	496
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>	500
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Vicia sepium</i>	496
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Vicia sepium</i>	503
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Vicia sepium</i>	504
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Vicia sepium</i>	505
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Vicia sepium</i>	506
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> wariant z <i>Vicia sepium</i>	507

* Objasnienia jak w tabeli 1.

Tabela 55. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników wilgotności gleb „F” w zespołach związku *Arrhenatherion elatioris*

Związek	Syntakson	Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala wilgotności „F” Ellenberga														Średnia ważona „F”
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	x	
Zespół	<i>Arrhenatherion elatioris</i>		A*	0,0	0,0	0,0	10,0	40,0	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	497 (1)	B	17,6	0,0	2,9	11,8	32,4	26,5	5,9	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7
			C	36,4	0,0	2,1	2,7	13,3	37,6	7,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
			D	25,0	0,0	6,3	6,3	18,8	37,5	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
			E	37,4	0,0	2,2	2,2	12,1	38,5	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	498 (2)	B	29,2	0,0	0,0	8,3	29,2	20,8	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0
			C	45,0	0,0	0,0	0,5	18,3	15,4	20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
			D	38,5	0,0	0,0	0,0	30,8	23,1	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,1
			E	45,8	0,0	0,0	0,0	18,1	15,3	20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	499 (3)	B	19,0	0,0	0,0	0,0	28,6	42,9	4,8	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,9
			C	36,5	0,0	0,0	0,0	18,9	32,9	11,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
			D	22,2	0,0	0,0	0,0	33,3	33,3	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,9
			E	37,3	0,0	0,0	0,0	18,6	32,2	11,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	500 (4)	B	22,2	0,0	0,0	0,0	33,3	29,6	14,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
			C	36,4	0,0	0,0	0,0	16,6	45,7	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
			D	22,2	0,0	0,0	0,0	22,2	55,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
			E	37,3	0,0	0,0	0,0	15,3	47,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	496 (10)	B	17,9	0,0	0,0	21,4	25,0	28,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	4,2
			C	42,6	0,0	0,0	13,4	18,6	24,9	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	
			D	33,3	0,0	0,0	16,7	33,3	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2
			E	44,3	0,0	0,0	12,9	18,6	24,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	503 (11)	B	21,4	0,0	0,0	7,1	21,4	35,7	3,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	5,0
			C	57,8	0,0	0,0	0,6	7,0	30,8	0,3	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	
			D	33,3	0,0	0,0	0,0	16,7	41,7	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0
			E	60,0	0,0	0,0	0,0	6,2	30,8	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	504 (6)	B	25,0	0,0	0,0	4,2	25,0	29,2	8,3	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	4,8
			C	27,7	0,0	0,0	0,2	23,9	38,2	9,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	
			D	30,8	0,0	0,0	0,0	15,4	38,5	15,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
			E	26,4	0,0	0,0	0,0	24,2	39,6	9,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	505 (7)	B	11,1	0,0	0,0	3,7	25,9	40,7	3,7	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,4	4,6
			C	6,6	0,0	0,0	0,5	34,8	55,5	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	
			D	25,0	0,0	0,0	0,0	33,3	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	4,6
			E	6,8	0,0	0,0	0,0	35,2	55,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	506 (8)	B	31,0	0,0	0,0	3,4	24,1	31,0	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	4,8
			C	33,9	0,0	0,0	0,2	18,9	40,0	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	
			D	42,9	0,0	0,0	0,0	21,4	28,6	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
			E	34,3	0,0	0,0	0,0	18,6	40,2	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	507 (9)	B	23,5	0,0	0,0	5,9	26,5	32,4	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	4,7
			C	44,5	0,0	0,0	0,3	17,8	36,6	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	
			D	40,0	0,0	0,0	0,0	25,0	35,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7
			E	45,6	0,0	0,0	0,0	17,5	36,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

*A – udział liczby gatunków charakterystycznych; B – udział liczby wszystkich gatunków; C – udział pokrycia wszystkich gatunków; D – udział liczby gatunków dominujących; E – udział pokrycia gatunków dominujących

Tabela 56. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników kwasowości gleb „R” w zespołach związku *Arrhenatherion elatioris*

Związek	Syntakson	Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala kwasowości „R” Ellenberga											Średnia ważona „R”
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	x	
Zespół	<i>Arrhenatherion elatioris</i>		A*	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	60,0	20,0	0,0		
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	497 (1)	B	50,0	0,0	0,0	5,9	2,9	2,9	5,9	26,5	2,9	0,0	2,9	6,2
			C	45,0	0,0	0,0	2,3	0,2	15,9	0,4	33,8	0,2	0,0	2,1	
			D	56,3	0,0	0,0	6,3	0,0	6,3	0,0	25,0	0,0	0,0	6,3	6,2
			E	45,1	0,0	0,0	2,2	0,0	16,5	0,0	34,1	0,0	0,0	2,2	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	498 (2)	B	54,2	0,0	4,2	4,2	4,2	4,2	8,3	16,7	4,2	0,0	0,0	6,3
			C	75,7	0,0	0,3	2,7	0,3	2,7	0,5	15,1	2,7	0,0	0,0	
			D	53,8	0,0	0,0	7,7	0,0	7,7	0,0	23,1	7,7	0,0	0,0	6,4
			E	76,4	0,0	0,0	2,8	0,0	2,8	0,0	15,3	2,8	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	499 (3)	B	61,9	0,0	0,0	4,8	4,8	4,8	0,0	19,0	4,8	0,0	0,0	6,0
			C	40,4	0,0	0,0	3,3	0,3	24,4	0,0	31,3	0,3	0,0	0,0	
			D	44,4	0,0	0,0	11,1	0,0	11,1	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	5,9
			E	39,0	0,0	0,0	3,4	0,0	25,4	0,0	32,2	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	500 (4)	B	59,3	0,0	0,0	3,7	0,0	3,7	3,7	22,2	7,4	0,0	0,0	6,1
			C	46,3	0,0	0,0	0,3	0,0	24,0	0,3	28,4	0,6	0,0	0,0	
			D	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0	6,1
			E	45,8	0,0	0,0	0,0	0,0	25,4	0,0	28,8	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	496 (10)	B	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	10,7	17,9	14,3	0,0	10,7	7,0
			C	42,6	0,0	0,0	0,0	0,0	9,6	3,3	24,0	19,7	0,0	0,8	
			D	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	16,7	33,3	33,3	0,0	0,0	7,0
			E	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	2,9	24,3	20,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	503 (11)	B	50,0	0,0	0,0	3,6	0,0	3,6	10,7	17,9	7,1	0,0	7,1	5,9
			C	58,9	0,0	0,0	0,3	0,0	22,0	0,9	14,1	3,2	0,0	0,6	
			D	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	16,7	8,3	0,0	0,0	5,9
			E	60,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,1	0,0	13,8	3,1	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	504 (6)	B	50,0	0,0	0,0	4,2	4,2	4,2	4,2	20,8	8,3	0,0	4,2	6,8
			C	31,5	0,0	0,0	0,2	0,2	15,8	0,2	35,9	16,0	0,0	0,2	
			D	53,8	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	30,8	7,7	0,0	0,0	6,8
			E	31,2	0,0	0,0	0,0	0,0	16,1	0,0	36,6	16,1	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	505 (7)	B	51,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	22,2	7,4	0,0	7,4	6,6
			C	54,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,1	28,6	4,4	0,0	2,4	
			D	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	8,3	16,7	0,0	8,3	6,5
			E	54,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,2	28,4	4,5	0,0	2,3	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	506 (8)	B	55,2	0,0	0,0	3,4	0,0	3,4	10,3	17,2	6,9	0,0	3,4	6,5
			C	51,4	0,0	0,0	0,2	0,0	14,3	0,6	31,0	3,8	0,0	0,2	
			D	64,3	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	14,3	7,1	0,0	7,1	6,5
			E	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,7	0,0	31,4	3,9	0,0	0,0	
	<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	507 (9)	B	50,0	0,0	0,0	2,9	2,9	2,9	8,8	17,6	8,8	0,0	5,9	6,5
			C	52,4	0,0	0,0	0,2	0,2	12,8	2,1	28,4	3,6	0,0	0,3	
			D	55,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	5,0	25,0	10,0	0,0	0,0	6,5
			E	52,6	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2	1,8	28,9	3,5	0,0	0,0	

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 57. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników zawartości azotu w glebach „N” w zespołach związku *Arrhenatherion elatioris*

Związek	Syntakson	Nr zdjęcia	Jdzia (%)	Skala zawartości azotu „N” Ellenberga											Średnia ważona „N”
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	x	
Zespół	<i>Arrhenatherion elatioris</i>		A*	0	0	0	0	20	30	20	20	0	0	10	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	497 (1)	B	20,6	2,9	11,8	14,7	11,8	14,7	14,7	5,9	0,0	0,0	2,9	5,2
			C	22,8	2,1	2,7	8,2	9,9	10,1	25,8	16,1	0,0	0,0	2,1	
			D	25,0	6,3	6,3	6,3	12,5	12,5	18,8	6,3	0,0	0,0	6,3	5,3
			E	23,1	2,2	2,2	7,7	9,9	9,9	26,4	16,5	0,0	0,0	2,2	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	498 (2)	B	29,2	0,0	20,8	16,7	12,5	4,2	12,5	4,2	0,0	0,0	0,0	4,3
			C	14,0	0,0	3,8	12,7	54,2	0,3	12,4	2,7	0,0	0,0	0,0	
			D	38,5	0,0	7,7	15,4	15,4	0,0	15,4	7,7	0,0	0,0	0,0	4,2
			E	13,9	0,0	2,8	12,5	55,6	0,0	12,5	2,8	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	499 (3)	B	28,6	0,0	4,8	14,3	14,3	14,3	19,0	4,8	0,0	0,0	0,0	4,8
			C	26,1	0,0	3,3	15,0	12,1	3,9	39,4	0,3	0,0	0,0	0,0	
			D	11,1	0,0	11,1	22,2	11,1	11,1	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
			E	25,4	0,0	3,4	15,3	11,9	3,4	40,7	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Cerastium arvense</i>	500 (4)	B	29,6	0,0	3,7	14,8	18,5	11,1	18,5	3,7	0,0	0,0	0,0	5,4
			C	26,2	0,0	0,3	12,1	4,5	3,8	49,8	3,2	0,0	0,0	0,0	
			D	11,1	0,0	0,0	11,1	11,1	11,1	44,4	11,1	0,0	0,0	0,0	5,4
			E	25,4	0,0	0,0	11,9	3,4	3,4	52,5	3,4	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	496 (10)	B	17,9	0,0	21,4	7,1	14,3	10,7	21,4	3,6	0,0	0,0	3,6	5,3
			C	40,2	0,0	4,1	5,5	12,8	3,3	13,4	20,5	0,0	0,0	0,3	
			D	25,0	0,0	8,3	16,7	16,7	8,3	16,7	8,3	0,0	0,0	0,0	5,4
			E	41,4	0,0	2,9	5,7	12,9	2,9	12,9	21,4	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	503 (11)	B	25,0	0,0	7,1	10,7	7,1	14,3	25,0	3,6	0,0	0,0	7,1	5,6
			C	60,7	0,0	0,6	3,5	3,2	1,2	27,3	2,9	0,0	0,0	0,6	
			D	41,7	0,0	0,0	8,3	8,3	0,0	33,3	8,3	0,0	0,0	0,0	4,8
			E	63,1	0,0	0,0	3,1	3,1	0,0	27,7	3,1	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	504 (6)	B	20,8	0,0	12,5	16,7	12,5	8,3	20,8	4,2	0,0	0,0	4,2	5,3
			C	32,1	0,0	2,5	8,0	14,9	2,3	24,2	15,8	0,0	0,0	0,2	
			D	15,4	0,0	7,7	7,7	15,4	7,7	38,5	7,7	0,0	0,0	0,0	5,3
			E	32,3	0,0	2,2	7,5	15,1	2,2	24,7	16,1	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	505 (7)	B	10,7	0,0	3,6	7,1	14,3	21,4	21,4	10,7	0,0	0,0	10,7	5,1
			C	4,6	0,0	0,2	27,7	6,8	10,8	19,6	27,9	0,0	0,0	2,4	
			D	18,2	0,0	0,0	9,1	27,3	18,2	18,2	9,1	0,0	0,0	0,0	5,1
			E	4,5	0,0	0,0	28,4	6,8	10,2	19,3	28,4	0,0	0,0	2,3	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	506 (8)	B	24,1	0,0	10,3	6,9	17,2	13,8	17,2	3,4	0,0	0,0	6,9	5,2
			C	25,3	0,0	2,3	14,5	15,6	0,8	17,3	23,8	0,0	0,0	0,4	
			D	28,6	0,0	7,1	7,1	21,4	0,0	28,6	7,1	0,0	0,0	0,0	5,2
			E	25,5	0,0	2,0	14,7	15,7	0,0	17,6	24,5	0,0	0,0	0,0	
	<i>Arrhenetheretum medioeuropaeum</i> variant z <i>Vicia sepium</i>	507 (9)	B	17,6	0,0	11,8	5,9	17,6	17,6	17,6	2,9	0,0	0,0	8,8	5,0
			C	24,1	0,0	6,5	6,2	22,6	4,1	13,0	21,4	0,0	0,0	2,1	
			D	25,0	0,0	5,0	5,0	20,0	10,0	25,0	5,0	0,0	0,0	5,0	5,0
			E	24,6	0,0	6,1	6,1	22,8	3,5	13,2	21,9	0,0	0,0	1,8	

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 58. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników wilgotności gleb „F” w zespołach związku *Calthion palustris*

Syntakson		Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala wilgotności „F” Ellenberga															Średnia
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	x	ważona	
Związek	<i>Calthion</i>		A*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	23,5	64,7	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	„F”	
	<i>Cirsietum rivularis</i> typowy	538 (2)	B	17,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	8,7	17,4	30,4	13,0	4,3	0,0	0,0	4,3	7,5	
			C	30,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	36,1	27,5	5,2	0,2	0,0	0,0	0,2		
			D	21,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,4	42,9	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	7,5	
			E	30,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,7	27,8	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0		
	<i>Cirsietum rivularis</i> typowy	614 (1)	B	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	4,2	25,0	41,7	16,7	0,0	0,0	0,0	4,2	7,4	
			C	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	0,3	43,3	18,0	7,2	0,0	0,0	0,0	24,6		
			D	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	28,6	35,7	14,3	0,0	0,0	0,0	7,1	7,3	
			E	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	44,1	16,9	6,8	0,0	0,0	0,0	25,4		
	<i>Cirsietum rivularis</i> typowy	615 (3)	B	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	12,5	12,5	37,5	16,7	12,5	0,0	0,0	0,0	7,9	
			C	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0	10,1	79,8	4,4	1,0	0,0	0,0	0,0		
			D	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	58,3	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	
			E	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,5	82,5	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0		
	<i>Cirsietum rivularis</i> z <i>Comarum palustre</i>	620 (6)	B	15,4	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	11,5	34,6	19,2	11,5	0,0	0,0	3,8	8,3	
			C	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	1,2	30,3	5,5	4,7	0,0	0,0	49,2		
			D	28,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,6	14,3	28,6	0,0	0,0	14,3	8,3	
			E	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,8	4,3	4,3	0,0	0,0	53,2		
	<i>Cirsietum rivularis</i> z <i>Comarum palustre</i>	623 (5)	B	17,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	4,3	13,0	34,8	17,4	4,3	0,0	0,0	4,3	8,1	
			C	6,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	13,3	51,3	25,2	0,3	0,0	0,0	2,9		
			D	15,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	46,2	15,4	0,0	0,0	0,0	7,7	8,1	
			E	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,4	52,2	25,4	0,0	0,0	0,0	3,0		
	<i>Cirsietum rivularis</i> z <i>Comarum palustre</i>	627 (7)	B	13,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	3,3	16,7	36,7	16,7	3,3	0,0	0,0	6,7	8,1	
			C	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	13,5	39,3	23,0	0,3	0,0	0,0	10,1		
			D	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,3	42,9	21,4	0,0	0,0	0,0	7,1	8,1	
			E	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2	39,7	23,5	0,0	0,0	0,0	10,3		
<i>Cirsietum rivularis</i> z <i>Comarum palustre</i>	636 (4)	B	16,7	0,0	0,0	0,0	2,8	19,4	11,1	8,3	30,6	8,3	0,0	0,0	0,0	2,8	7,4		
		C	6,1	0,0	0,0	0,0	2,5	12,7	3,3	14,0	47,2	11,7	0,0	0,0	0,0	2,5			
		D	11,8	0,0	0,0	0,0	5,9	11,8	5,9	17,6	29,4	11,8	0,0	0,0	0,0	5,9	7,4		
		E	5,3	0,0	0,0	0,0	2,7	12,0	2,7	14,7	48,0	12,0	0,0	0,0	0,0	2,7			
<i>Scirpetum silvatici</i> typowy	529 (2)	B	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6	13,9	11,1	25,0	22,2	13,9	0,0	0,0	0,0	7,6		
		C	12,4	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1	4,7	10,4	47,3	8,4	4,7	0,0	0,0	0,0			
		D	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	9,1	27,3	18,2	18,2	9,1	0,0	0,0	0,0	7,5		
		E	12,7	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	3,6	10,9	49,1	7,3	3,6	0,0	0,0	0,0			
<i>Scirpetum silvatici</i> typowy	616 (3)	B	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	15,4	26,9	42,3	11,5	0,0	0,0	0,0	8,2		
		C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,3	1,6	50,6	18,4	15,1	0,0	0,0	0,0			
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0	50,0	16,7	16,7	0,0	0,0	0,0	8,2		
		E	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,6	0,0	53,3	15,6	15,6	0,0	0,0	0,0			
<i>Scirpetum silvatici</i> typowy	1695 (1)	B	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	19,0	19,0	23,8	23,8	4,8	0,0	0,0	0,0	7,9		
		C	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	5,5	1,7	89,5	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0			
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	0,0	75,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9		
		E	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0	95,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0			

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 59. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników i wartości gleb „R” w zespołach związku *Calthion palustris*

Związek	Syntakson	Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala kwasowości „R” Ellenberga											Średnia ważona „R”
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	x	
Zespół	<i>Calthion</i>		A*	11,8	0,0	0,0	5,9	17,6	17,6	0,0	17,6	23,5	5,9	0,0	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant typowy	538 (2)	B	60,9	4,3	0,0	0,0	0,0	8,7	4,3	8,7	8,7	0,0	4,3	5,8
			C	66,6	0,2	0,0	0,0	0,0	18,8	2,5	8,9	2,7	0,0	0,2	
			D	71,4	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	7,1	7,1	7,1	0,0	0,0	5,8
			E	67,1	0,0	0,0	0,0	0,0	19,0	2,5	8,9	2,5	0,0	0,0	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant typowy	614 (1)	B	54,2	0,0	0,0	8,3	4,2	8,3	8,3	0,0	8,3	4,2	4,2	7,1
			C	49,2	0,0	0,0	0,7	3,3	3,6	3,6	0,0	3,6	11,5	24,6	
			D	57,1	0,0	0,0	0,0	7,1	7,1	7,1	0,0	7,1	7,1	7,1	7,3
			E	49,2	0,0	0,0	0,0	3,4	3,4	3,4	0,0	3,4	11,9	25,4	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant typowy	615 (3)	B	33,3	4,2	0,0	4,2	8,3	4,2	16,7	25,0	4,2	0,0	0,0	5,7
			C	56,6	0,3	0,0	0,3	15,2	3,4	4,4	16,5	3,4	0,0	0,0	
			D	41,7	0,0	0,0	0,0	16,7	8,3	8,3	16,7	8,3	0,0	0,0	5,7
			E	57,9	0,0	0,0	0,0	15,8	3,5	3,5	15,8	3,5	0,0	0,0	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	620 (6)	B	65,4	0,0	0,0	11,5	3,8	3,8	7,7	0,0	3,8	0,0	3,8	3,8
			C	30,7	0,0	0,0	14,6	0,4	0,4	4,3	0,0	0,4	0,0	49,2	
			D	57,1	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0	14,3	3,7
			E	27,7	0,0	0,0	14,9	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	53,2	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	623 (5)	B	56,5	0,0	4,3	8,7	0,0	4,3	8,7	13,0	0,0	0,0	4,3	6,0
			C	36,5	0,0	2,9	0,6	0,0	10,1	24,6	22,3	0,0	0,0	2,9	
			D	53,8	0,0	7,7	0,0	0,0	7,7	15,4	7,7	0,0	0,0	7,7	6,0
			E	32,1	0,0	4,6	0,0	0,0	4,6	9,2	4,6	0,0	0,0	4,6	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	627 (7)	B	60,0	0,0	3,3	3,3	3,3	6,7	6,7	6,7	3,3	0,0	6,7	6,0
			C	75,0	0,0	0,3	0,3	0,3	0,6	10,1	3,1	0,3	0,0	10,1	
			D	78,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	7,1	0,0	0,0	7,1	6,2
			E	76,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,3	2,9	0,0	0,0	10,3	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	636 (4)	B	50,0	0,0	0,0	2,8	8,3	8,3	5,6	19,4	2,8	0,0	2,8	5,8
			C	62,2	0,0	0,0	0,3	5,3	9,4	9,1	8,6	2,5	0,0	2,5	
			D	47,1	0,0	0,0	0,0	11,8	5,9	5,9	17,6	5,9	0,0	5,9	5,8
			E	62,7	0,0	0,0	0,0	5,3	9,3	9,3	8,0	2,7	0,0	2,7	
	<i>Scirpetum silvatici</i> wariant typowy	529 (2)	B	61,1	0,0	0,0	8,3	2,8	0,0	5,6	16,7	5,6	0,0	0,0	4,2
			C	54,3	0,0	0,0	0,7	41,9	0,0	0,4	2,0	0,7	0,0	0,0	
			D	90,9	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0
			E	54,5	0,0	0,0	0,0	45,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Scirpetum silvatici</i> wariant typowy	616 (3)	B	57,7	0,0	0,0	11,5	11,5	0,0	7,7	7,7	3,8	0,0	0,0	4,9
			C	51,4	0,0	0,0	1,2	31,4	0,0	0,8	14,7	0,4	0,0	0,0	
			D	66,7	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0	0,0	16,7	0,0	0,0	0,0	5,0
			E	51,1	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	0,0	15,6	0,0	0,0	0,0	
	<i>Scirpetum silvatici</i> wariant typowy	1695 (1)	B	71,4	0,0	0,0	4,8	4,8	0,0	0,0	14,3	4,8	0,0	0,0	4,1
			C	45,1	0,0	0,0	0,4	52,7	0,0	0,0	1,3	0,4	0,0	0,0	
			D	75,0	0,0	0,0	0,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0
			E	43,2	0,0	0,0	0,0	56,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

* Objasnienia jak w tabeli 1.

Tabela 60. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników zawartości azotu w glebach „N” w zespołach związku *Calthion palustris*

Związek	Syntakson	Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala zawartości azotu „N” Ellenberga											Średnia wazona „N”
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	x	
Związek	<i>Calthion</i>		A*	5,9	0,0	0,0	17,6	17,6	47,1	5,9	0,0	0,0	0,0	5,9	
Zespół	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant typowy	538 (2)	B	26,1	0,0	8,7	8,7	13,0	13,0	13,0	13,0	0,0	0,0	4,3	4,7
			C	22,8	0,0	2,7	11,1	13,6	29,7	19,1	0,7	0,0	0,0	0,2	
			D	28,6	0,0	7,1	14,3	21,4	21,4	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7
			E	22,8	0,0	2,5	11,4	13,9	30,4	19,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant typowy	614 (1)	B	16,7	0,0	12,5	16,7	16,7	12,5	12,5	8,3	0,0	0,0	4,2	3,5
			C	7,2	0,0	15,1	28,5	7,2	9,8	6,9	0,7	0,0	0,0	24,6	
			D	14,3	0,0	14,3	14,3	14,3	21,4	14,3	0,0	0,0	0,0	7,1	3,5
			E	6,8	0,0	15,3	28,8	6,8	10,2	6,8	0,0	0,0	0,0	25,4	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant typowy	615 (3)	B	16,7	0,0	0,0	8,3	16,7	29,2	12,5	12,5	4,2	0,0	0,0	4,3
			C	10,4	0,0	0,0	12,1	52,2	16,8	7,1	1,0	0,3	0,0	0,0	
			D	25,0	0,0	0,0	8,3	33,3	16,7	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2
			E	10,5	0,0	0,0	12,3	54,4	15,8	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	620 (6)	B	22,2	0,0	22,2	7,4	14,8	14,8	11,1	3,7	0,0	0,0	3,7	3,7
			C	9,4	0,0	15,7	0,8	14,6	5,1	1,2	3,9	0,0	0,0	49,2	
			D	23,1	0,0	23,1	7,7	11,5	15,4	11,5	3,8	0,0	0,0	3,8	3,7
			E	9,4	0,0	15,7	0,8	14,6	5,1	1,2	3,9	0,0	0,0	49,2	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	623 (5)	B	56,5	0,0	4,3	8,7	0,0	4,3	8,7	13,0	0,0	0,0	4,3	6,0
			C	36,5	0,0	2,9	0,6	0,0	10,1	24,6	22,3	0,0	0,0	2,9	
			D	50,0	0,0	7,1	7,1	0,0	21,4	7,1	0,0	0,0	0,0	7,1	4,7
			E	42,9	0,0	3,6	3,6	0,0	42,9	3,6	0,0	0,0	0,0	3,6	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	627 (7)	B	26,7	0,0	16,7	13,3	13,3	16,7	3,3	3,3	0,0	0,0	6,7	4,0
			C	16,9	0,0	6,5	20,2	22,8	13,5	9,8	0,3	0,0	0,0	10,1	
			D	21,4	0,0	14,3	14,3	21,4	14,3	7,1	0,0	0,0	0,0	7,1	4,0
			E	16,2	0,0	5,9	20,6	23,5	13,2	10,3	0,0	0,0	0,0	10,3	
	<i>Cirsietum rivularis</i> wariant z <i>Comarum palustre</i>	636 (4)	B	27,8	0,0	22,2	5,6	8,3	13,9	13,9	2,8	2,8	0,0	2,8	4,3
			C	11,7	0,0	6,6	5,1	47,0	12,2	14,5	0,3	0,3	0,0	2,5	
			D	23,5	0,0	11,8	11,8	17,6	11,8	17,6	0,0	0,0	0,0	5,9	4,3
			E	10,7	0,0	5,3	5,3	49,3	12,0	14,7	0,0	0,0	0,0	2,7	
	<i>Scirpetum silvatici</i> wariant typowy	529 (2)	B	16,7	0,0	16,7	8,3	13,9	8,3	13,9	19,4	2,8	0,0	0,0	4,7
			C	19,4	0,0	1,7	4,0	43,0	7,0	16,1	8,4	0,3	0,0	0,0	
			D	27,3	0,0	0,0	9,1	9,1	18,2	18,2	18,2	0,0	0,0	0,0	4,7
			E	20,0	0,0	0,0	3,6	45,5	7,3	16,4	7,3	0,0	0,0	0,0	
	<i>Scirpetum silvatici</i> wariant typowy	616 (3)	B	23,1	0,0	19,2	7,7	19,2	11,5	11,5	7,7	0,0	0,0	0,0	4,9
			C	16,3	0,0	2,0	0,8	32,2	18,8	29,0	0,8	0,0	0,0	0,0	
			D	16,7	0,0	0,0	0,0	16,7	33,3	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0
			E	15,6	0,0	0,0	0,0	33,3	20,0	31,1	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Scirpetum silvatici</i> wariant typowy	1695 (1)	B	23,8	0,0	9,5	9,5	14,3	4,8	14,3	19,0	0,0	0,0	4,8	4,2
			C	2,1	0,0	0,8	0,8	84,8	4,2	5,1	1,7	0,0	0,0	0,4	
			D	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0	25,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1
			E	0,0	0,0	0,0	0,0	90,9	4,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

czników – wskaźników zawartości azotu w glebach „N” w zespołach związku *Calthion palustris*

Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala zawartości azotu „N” Ellenberga										Średnia ważona „N”
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9 x	
538 (2)	A*	5,9	0,0	0,0	17,6	17,6	47,1	5,9	0,0	0,0	0,0	5,9
	B	26,1	0,0	8,7	8,7	13,0	13,0	13,0	13,0	0,0	0,0	4,3
	C	22,8	0,0	2,7	11,1	13,6	29,7	19,1	0,7	0,0	0,0	0,2
	D	28,6	0,0	7,1	14,3	21,4	21,4	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	E	22,8	0,0	2,5	11,4	13,9	30,4	19,0	0,0	0,0	0,0	0,0
614 (1)	B	16,7	0,0	12,5	16,7	16,7	12,5	12,5	8,3	0,0	0,0	4,2
	C	7,2	0,0	15,1	28,5	7,2	9,8	6,9	0,7	0,0	0,0	24,6
	D	14,3	0,0	14,3	14,3	14,3	21,4	14,3	0,0	0,0	0,0	7,1
	E	6,8	0,0	15,3	28,8	6,8	10,2	6,8	0,0	0,0	0,0	25,4
												3,5
615 (3)	B	16,7	0,0	0,0	8,3	16,7	29,2	12,5	12,5	4,2	0,0	0,0
	C	10,4	0,0	0,0	12,1	52,2	16,8	7,1	1,0	0,3	0,0	0,0
	D	25,0	0,0	0,0	8,3	33,3	16,7	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0
	E	10,5	0,0	0,0	12,3	54,4	15,8	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0
												4,2
620 (6)	B	22,2	0,0	22,2	7,4	14,8	14,8	11,1	3,7	0,0	0,0	3,7
	C	9,4	0,0	15,7	0,8	14,6	5,1	1,2	3,9	0,0	0,0	49,2
	D	23,1	0,0	23,1	7,7	11,5	15,4	11,5	3,8	0,0	0,0	3,8
	E	9,4	0,0	15,7	0,8	14,6	5,1	1,2	3,9	0,0	0,0	49,2
												3,7
623 (5)	B	56,5	0,0	4,3	8,7	0,0	4,3	8,7	13,0	0,0	0,0	4,3
	C	36,5	0,0	2,9	0,6	0,0	10,1	24,6	22,3	0,0	0,0	2,9
	D	50,0	0,0	7,1	7,1	0,0	21,4	7,1	0,0	0,0	0,0	7,1
	E	42,9	0,0	3,6	3,6	0,0	42,9	3,6	0,0	0,0	0,0	3,6
												4,7
627 (7)	B	26,7	0,0	16,7	13,3	13,3	16,7	3,3	3,3	0,0	0,0	6,7
	C	16,9	0,0	6,5	20,2	22,8	13,5	9,8	0,3	0,0	0,0	10,1
	D	21,4	0,0	14,3	14,3	21,4	14,3	7,1	0,0	0,0	0,0	7,1
	E	16,2	0,0	5,9	20,6	23,5	13,2	10,3	0,0	0,0	0,0	10,3
												4,0
636 (4)	B	27,8	0,0	22,2	5,6	8,3	13,9	13,9	2,8	2,8	0,0	2,8
	C	11,7	0,0	6,6	5,1	47,0	12,2	14,5	0,3	0,3	0,0	2,5
	D	23,5	0,0	11,8	11,8	17,6	11,8	17,6	0,0	0,0	0,0	5,9
	E	10,7	0,0	5,3	5,3	49,3	12,0	14,7	0,0	0,0	0,0	2,7
												4,3
529 (2)	B	16,7	0,0	16,7	8,3	13,9	8,3	13,9	19,4	2,8	0,0	0,0
	C	19,4	0,0	1,7	4,0	43,0	7,0	16,1	8,4	0,3	0,0	0,0
	D	27,3	0,0	0,0	9,1	9,1	18,2	18,2	18,2	0,0	0,0	0,0
	E	20,0	0,0	0,0	3,6	45,5	7,3	16,4	7,3	0,0	0,0	0,0
												4,7
616 (3)	B	23,1	0,0	19,2	7,7	19,2	11,5	11,5	7,7	0,0	0,0	0,0
	C	16,3	0,0	2,0	0,8	32,2	18,8	29,0	0,8	0,0	0,0	0,0
	D	16,7	0,0	0,0	0,0	16,7	33,3	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	E	15,6	0,0	0,0	0,0	33,3	20,0	31,1	0,0	0,0	0,0	0,0
												5,0
1695 (1)	B	23,8	0,0	9,5	9,5	14,3	4,8	14,3	19,0	0,0	0,0	4,8
	C	2,1	0,0	0,8	0,8	84,8	4,2	5,1	1,7	0,0	0,0	0,4
	D	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0	25,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	E	0,0	0,0	0,0	0,0	90,9	4,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0
												4,1

które długi czas wytrzymują bez zalewu (F10). Zbiorowisko to jest wskaźnikiem gleb bardzo wilgotnych, a nawet mokrych (średnia ważona dla zbiorowiska waha się w granicach F 8,1 – F8,3, tylko w jednym przypadku F7,4). Warto wspomnieć, że w większości zdjęć opisujących te zbiorowiska zdarzają się gatunki przypadkowe (z niewielkim pokryciem) wskazujące na gleby świeże (tab. 58).

Amplituda wilgotnościowa gatunków tworzących zespół *Scirpetum silvatici* waha się w granicach F5 – F10, przy czym brak jest w tym zbiorowisku (lub są nieliczne z minimalnym pokryciem) gatunków, które byłyby obojętne względem tego czynnika. Zdecydowanie przeważają gatunki – wskaźniki bardzo wilgotnych, a nawet mokrych gleb (F8). Tylko z niewielkim pokryciem pojawiają się w tych zbiorowiskach gatunki gleb świeżych, (niezgodne z charakterem siedliska), które nie wpływają na wartości średnich ważonych wahających się w granicach F7,5 – F8,2 (tab. 58).

Większość gatunków (ich liczba i pokrycie – ok. 50%, 60%) wchodzących w skład zbiorowisk roślinnych należących do zespołów w obrębie związku *Calthion* cechuje się szeroką amplitudą w stosunku do kwasowości gleb. Pozostałe znacznie różnią się wymaganiami względem odczynu gleb (od acidofilnych do bazyfilnych), a średnie ważone wartości dla większości zespołów nie mogą być w tym wypadku dobrymi miaramiindykacyjnymi kwasowości gleb (tab. 59). Zbiorowiska roślinne należące do zespołu *Scirpetum silvatici* tworzą (poza obojętnymi) gatunki wskazujące na siedliska umiarkowanie kwaśne (R4), wśród nich gatunek charakterystyczny dla zespołu (*Scirpus silvaticus*), co potwierdza także zakres wartości średnich „R” dla tego zespołu (R4 – R4,95) – tab. 59.

Podobnie jak w przypadku kwasowości, zbiorowiska łąkowe ze związku *Calthion* nie mogą być dobrymi wskaźnikami zawartości azotu (trofizmu) gleb, choć w większości płatów przeważają gatunki o liczbie N 3–5. Liczną grupę tworzą gatunki o szerokiej amplitudzie troficznej, a pozostałe cechują się bardzo zróżnicowanymi wymaganiami względem zawartości azotu w podłożu – od oligotroficznych (N 2–3) do eutroficznych (N 6–7), choć te ostatnie zwykle z mniejszym pokryciem. Amplituda wartości średnich ważonych (N 3,5–5) wskazuje, że zespoły ze związku *Calthion* są wskaźnikami gleb umiarkowanie zasobnych w azot (tab. 60). Zbiorowiska łąkowe należące do zespołu *Scirpetum silvatici* tworzą gatunki (także *Scirpus silvaticus*) wskazujące na siedliska umiarkowanie zasobne (N4), co potwierdza także syntetyczna wartość średnia dla tego zespołu wahaająca się w wąskim zakresie (N4,1 – N4,9) – tab. 60.

Amplituda wilgotnościowa gatunków wchodzących w skład zbiorowisk łąkowych należących do podzespołu *Violo-Cnidietum dubii typicum* waha się w analizowanych płatach w szerokich granicach F3 – F8, przy czym podkreślić warto, że gatunki o niewielkim pokryciu to często przypadkowo pojawiające się wskaźniki gleb suchych (F3), związane być może z okresami przesuszenia charakterystycznymi dla tego zbiorowiska (tab. 61).

Obserwuje się zróżnicowanie wymagań względem wilgotności gleb gatunków dominujących w zbiorowiskach tego podzespołu w granicach F 5–8, (w jednym płacie F 3–7), przy względnej przewadze wskaźników gleb wilgotnych (F7). Zakres wartości średnich ważonych dla tych zbiorowisk, waha się w granicach F 6,5–6,9 (F5,2 tylko w jednym zdjęciu fitosocjologicznym – nr 58 (13) i przy udziale tylko gatunków dominujących) – tab. 61, co wskazuje, że optimum występowania tego zbiorowiska to gleby wilgotne.

Spektrum wymagań wilgotnościowych gatunków wchodzących w skład podzespołu *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris* waha się w analizowanych płatach w szerokich granicach F (3) 4 – F9 (11) – (tab. 61). Większość gatunków dominujących jest wskaźnikami gleb wilgotnych (F7), a zakres wymagań wilgotnościowych gatunków waha się w granicach F 6–8, (tylko w jednym płacie F 3–7). Obserwuje się względną przewagę wskaźników gleb wilgotnych (F6 i F7), a tylko w jednym zdjęciu fitosocjologicznym – gleb mokrych (F8). Zakres wartości średnich ważonych zbiorowisk podzespołu *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris* (F 6,4–7,8) wskazuje, że optimum występowania tego zbiorowiska to gleby bardzo wilgotne (tab. 61). Obecność wskaźników gleb mokrych (jaskier płomieńczyk *Ranunculus flammula* L., gwiazdnica błotna *Stellaria palustris* F9), a nawet wodnych (rdest ziemnowodny *Polygonum amphibium* – F11), a także nieco wyższe wartości średnich ważonych „F” wskazują, że podzespół *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris* jest wskaźnikiem gleb bardziej wilgotnych niż opisany powyżej (tab. 61).

Spektrum wymagań względem wilgotności gleb gatunków wchodzących w skład podzespołu *Violo-Cnidietum dubii galietosum veris* waha się w analizowanych płatach w szerokich granicach F3 – F9 (tab. 61). Większość gatunków dominujących jest wskaźnikami gleb wilgotnych (F 6–7) – tab. 61. W niektórych płatach (zdjęcie 65) amplituda wymagań gatunków co do stopnia wilgotności gleb mieści się w granicach F 4–8, natomiast liczba gatunków dominujących – wskaźników gleb świeżych (F4),

Tabela 61. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników wilgotności gleb „F” w zespołach związku *Cnidion*

Syntakson		Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala wilgotności „F” Ellenberga														Średnia ważona „F”
Związek	<i>Cnidion</i>			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	x	
Zespół	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> typowy	57 (11)	A*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,3	71,4	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	6,9
			B	7,7	0,0	0,0	11,5	3,8	19,2	26,9	15,4	11,5	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	
			C	7,0	0,0	0,0	0,8	0,1	4,6	28,9	16,2	30,2	0,0	0,0	0,0	0,0	12,3	6,9
			D	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	27,3	18,2	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> typowy	58 (13)	E	7,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	29,1	16,4	30,9	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	6,5
			B	20,0	0,0	0,0	5,0	10,0	10,0	25,0	15,0	5,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
			C	14,1	0,0	0,0	22,6	3,3	13,5	16,9	23,2	0,3	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2
			D	16,7	0,0	0,0	8,3	8,3	16,7	25,0	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> typowy	83 (12)	E	13,8	0,0	0,0	23,1	3,1	13,8	16,9	23,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	6,7
			B	18,2	0,0	0,0	6,1	3,0	18,2	12,1	12,1	15,2	3,0	0,0	0,0	0,0	12,1	
			C	33,5	0,0	0,0	0,6	0,1	11,6	32,5	43,1	28,1	0,5	0,0	0,0	0,0	15,5	6,8
			D	21,1	0,0	0,0	0,0	0,0	15,8	21,1	10,5	15,8	0,0	0,0	0,0	0,0	15,8	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> typowy	124 (16)	E	20,2	0,0	0,0	0,0	0,0	6,5	20,2	26,5	17,1	0,0	0,0	0,0	0,0	9,3	6,5
			B	14,3	0,0	0,0	4,8	9,5	19,0	19,0	14,3	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	
			C	15,2	0,0	0,0	0,4	0,8	8,7	23,0	29,1	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	14,4	6,5
			D	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	27,3	18,2	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum</i> <i>palustris</i> var. <i>Typicum</i>	12 (22)	E	14,9	0,0	0,0	0,0	0,0	8,5	23,4	29,8	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	14,9	6,4
			B	4,2	0,0	0,0	4,2	0,0	12,5	33,3	16,7	16,7	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	
			C	0,3	0,0	0,0	3,2	0,0	17,4	30,4	35,4	6,7	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	6,4
			D	0,0	0,0	0,0	5,9	0,0	17,6	41,2	11,8	11,8	11,8	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum</i> <i>palustris</i> var. <i>Typicum</i>	72 (24)	E	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0	17,7	30,6	35,5	6,5	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	7,4
			B	14,3	0,0	0,0	0,0	5,7	8,6	25,7	14,3	14,3	14,3	0,0	0,0	0,0	2,9	
			C	17,6	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6	9,6	35,0	33,4	3,5	0,0	0,0	0,0	0,3	7,4
			D	23,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,6	23,5	29,4	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum</i> <i>palustris</i> var. <i>Typicum</i>	88 (21)	E	18,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	36,1	34,7	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7
			B	16,1	0,0	0,0	0,0	9,7	19,4	12,9	16,1	16,1	6,5	0,0	3,2	0,0	0,0	
			C	10,4	0,0	0,0	0,0	3,5	7,5	7,4	18,8	28,9	11,8	0,0	11,7	0,0	0,0	7,8
			D	20,0	0,0	0,0	0,0	6,7	13,3	13,3	20,0	13,3	6,7	0,0	6,7	0,0	0,0	
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	54 (28)	E	10,3	0,0	0,0	0,0	3,4	6,9	6,9	19,0	29,3	12,1	0,0	12,1	0,0	0,0	6,7
			B	21,4	0,0	0,0	3,6	3,6	10,7	25,0	21,4	3,6	3,6	0,0	0,0	0,0	7,1	
			C	18,5	0,0	0,0	0,3	3,2	6,7	13,4	32,1	11,1	3,2	0,0	0,0	0,0	11,5	6,7
			D	16,7	0,0	0,0	0,0	5,6	11,1	22,2	27,8	5,6	5,6	0,0	0,0	0,0	5,6	
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	65 (30)	E	18,0	0,0	0,0	0,0	3,3	6,6	13,1	32,8	11,5	3,3	0,0	0,0	0,0	11,5	5,8
			B	25,7	0,0	0,0	0,0	20,0	14,3	14,3	11,4	8,6	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	
			C	41,6	0,0	0,0	0,0	12,2	6,3	28,0	2,5	9,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	5,8
			D	39,1	0,0	0,0	0,0	26,1	13,0	8,7	4,3	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	122 (29)	E	42,3	0,0	0,0	0,0	12,4	6,2	27,8	2,1	9,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3
			B	29,2	0,0	0,0	4,2	12,5	12,5	16,7	8,3	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	
			C	33,4	0,0	0,0	4,9	5,5	1,1	23,1	9,8	17,3	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	6,3
			D	33,3	0,0	0,0	8,3	8,3	0,0	16,7	16,7	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	
			E	33,3	0,0	0,0	5,1	5,1	0,0	23,1	10,3	17,9	0,0	0,0	0,0	0,0	5,1	

* objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 62. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników kwasowości gleb „R” w zespołach związku *Cnidion*

Związek	Syntakson	Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala kwasowości „R” Ellenberga											Średnia ważona „R”
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	x	
Zespół	<i>Cnidion</i>		A*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,6	42,9	28,6	0,0	0,0	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	57 (11)	B	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,2	26,9	3,8	0,0	0,0	6,5
			C	31,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	39,1	25,7	3,5	0,0	0,0	
			D	54,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	18,2	9,1	0,0	0,0	6,5
			E	30,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	25,5	3,6	0,0	0,0	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	58 (13)	B	60,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	20,0	10,0	0,0	5,0	6,5
			C	76,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,5	9,1	0,6	0,0	3,0	
			D	58,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	25,0	0,0	0,0	8,3	6,5
			E	76,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,8	9,2	0,0	0,0	3,1	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	83 (12)	B	51,5	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	18,2	15,2	3,0	0,0	9,1	6,6
			C	53,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	16,8	19,9	3,0	0,0	6,3	
			D	47,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,8	21,1	5,3	0,0	10,5	6,7
			E	53,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,1	20,2	3,1	0,0	6,2	
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	124 (16)	B	61,9	0,0	0,0	4,8	0,0	9,5	9,5	9,5	0,0	0,0	4,8	6,0
			C	57,7	0,0	0,0	0,4	0,0	4,5	18,5	4,5	0,0	0,0	14,4	
			D	54,5	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	18,2	9,1	0,0	0,0	9,1	6,0
			E	57,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	19,1	4,3	0,0	0,0	14,9	
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum</i> <i>palustris</i> var. <i>Typicum</i>	12 (22)	B	58,3	0,0	0,0	0,0	4,2	4,2	20,8	8,3	4,2	0,0	0,0	6,3
			C	66,4	0,0	0,0	0,0	0,3	3,2	20,6	6,3	3,2	0,0	0,0	
			D	52,9	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	23,5	11,8	5,9	0,0	0,0	6,3
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum</i> <i>palustris</i> var. <i>Typicum</i>	72 (24)	B	65,7	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	17,1	5,7	5,7	0,0	2,9	6,8
			C	76,9	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	12,9	0,1	9,6	0,0	0,3	
			D	82,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,8	0,0	5,9	0,0	0,0	6,9
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum</i> <i>palustris</i> var. <i>Typicum</i>	88 (21)	B	54,8	0,0	0,0	6,5	3,2	9,7	6,5	9,7	9,7	0,0	0,0	5,6
			C	43,6	0,0	0,0	0,1	11,7	3,5	36,8	3,7	0,5	0,0	0,0	
			D	66,7	0,0	0,0	0,0	6,7	6,7	13,3	6,7	0,0	0,0	0,0	5,6
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	54 (28)	B	60,7	0,0	0,0	0,0	7,1	10,7	7,1	7,1	3,6	0,0	3,6	5,9
			C	63,7	0,0	0,0	0,0	3,5	3,6	14,3	0,6	3,2	0,0	11,1	
			D	66,7	0,0	0,0	0,0	5,6	5,6	11,1	0,0	5,6	0,0	5,6	5,9
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	65 (30)	B	60,0	0,0	0,0	5,7	0,0	8,6	5,7	14,3	2,9	0,0	2,9	6,8
			C	52,8	0,0	0,0	4,1	0,0	4,3	9,1	4,2	25,4	0,0	0,2	
			D	60,9	0,0	0,0	8,7	0,0	8,7	8,7	8,7	4,3	0,0	0,0	6,8
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	122 (29)	B	50,0	0,0	0,0	0,0	8,3	8,3	12,5	8,3	4,2	0,0	8,3	6,2
			C	32,0	0,0	0,0	0,0	5,4	17,7	17,8	5,0	17,2	0,0	5,0	
			D	50,0	0,0	0,0	0,0	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	0,0	8,3	6,2
			E	30,8	0,0	0,0	0,0	5,1	17,9	17,9	5,1	17,9	0,0	5,1	

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 63. Zróżnicowane udziały gatunków – wskaźników zawartości azotu w glebach „N” w zespołach związku *Cnidion*

Syntakson		Nr zdjęcia	Udział (%)	Skala zawartości azotu „N” Ellenberga										Średnia ważona „N”
Związek				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9 x	
Zespół	<i>Cnidion</i>		A*	0,0	0,0	28,6	0,0	42,9	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	14,3
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	57 (11)	B	15,4	0,0	11,5	15,4	7,7	11,5	11,5	23,1	0,0	0,0	3,8
			C	13,3	0,0	15,8	10,6	0,7	0,8	13,0	19,5	0,0	0,0	26,3
			D	9,1	0,0	18,2	27,3	0,0	0,0	9,1	27,3	0,0	0,0	9,1
			E	12,7	0,0	16,4	10,9	0,0	0,0	12,7	20,0	0,0	0,0	27,3
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	58 (13)	B	25,0	0,0	10,0	20,0	5,0	5,0	10,0	20,0	0,0	0,0	5,0
			C	36,7	0,0	3,3	16,9	22,6	0,3	3,3	13,9	0,0	0,0	3,0
			D	25,0	0,0	8,3	25,0	8,3	0,0	8,3	16,7	0,0	0,0	8,3
			E	36,9	0,0	3,1	16,9	23,1	0,0	3,1	13,8	0,0	0,0	3,1
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	83 (12)	B	21,2	0,0	9,1	12,1	3,0	18,2	12,1	12,1	0,0	0,0	12,1
			C	32,4	0,0	6,1	16,7	0,3	4,0	16,9	6,6	0,0	0,0	16,9
			D	21,1	0,0	10,5	15,8	0,0	10,5	15,8	10,5	0,0	0,0	15,8
			E	32,7	0,0	6,2	17,1	0,0	3,4	17,1	6,2	0,0	0,0	17,1
	<i>Violo-Cnidietum dubii</i> wariant typowy	124 (16)	B	19,0	0,0	9,5	9,5	19,0	9,5	14,3	9,5	0,0	0,0	9,5
			C	15,6	0,0	0,8	28,8	8,7	4,5	4,6	18,5	0,0	0,0	18,5
			D	9,1	0,0	0,0	18,2	18,2	9,1	9,1	18,2	0,0	0,0	18,2
			E	14,9	0,0	0,0	29,8	8,5	4,3	4,3	19,1	0,0	0,0	19,1
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris</i> var. <i>Typicum</i>	12 (22)	B	29,2	0,0	12,5	0,0	12,5	16,7	16,7	8,3	0,0	0,0	4,2
			C	52,8	0,0	3,5	0,0	9,5	7,0	9,8	14,2	0,0	0,0	3,2
			D	29,4	0,0	5,9	0,0	17,6	11,8	17,6	11,8	0,0	0,0	5,9
			E	53,2	0,0	3,2	0,0	9,7	6,5	9,7	14,5	0,0	0,0	3,2
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris</i> var. <i>Typicum</i>	72 (24)	B	25,7	0,0	5,7	11,4	11,4	5,7	11,4	17,1	2,9	0,0	8,6
			C	34,2	0,0	9,6	19,0	8,3	0,3	12,3	4,0	2,7	0,0	9,7
			D	35,3	0,0	5,9	11,8	17,6	0,0	11,8	5,9	5,9	0,0	5,9
			E	34,7	0,0	9,7	19,4	8,3	0,0	12,5	2,8	2,8	0,0	9,7
	<i>Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris</i> var. <i>Typicum</i>	88 (21)	B	12,9	0,0	22,6	12,9	9,7	12,9	9,7	12,9	0,0	3,2	3,2
			C	10,4	0,0	15,7	12,2	15,4	10,1	3,7	7,4	0,0	0,1	25,1
			D	20,0	0,0	13,3	6,7	13,3	20,0	6,7	13,3	0,0	0,0	6,7
			E	10,3	0,0	15,5	12,1	15,5	10,3	3,4	6,9	0,0	0,0	25,9
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	54 (28)	B	32,1	0,0	7,1	7,1	10,7	10,7	7,1	17,9	0,0	0,0	7,1
			C	32,8	0,0	6,4	6,4	1,0	6,7	14,3	10,2	0,0	0,0	22,3
			D	27,8	0,0	11,1	11,1	0,0	11,1	11,1	16,7	0,0	0,0	11,1
			E	32,8	0,0	6,6	6,6	0,0	6,6	14,8	9,8	0,0	0,0	23,0
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	65 (30)	B	31,4	2,9	11,4	20,0	11,4	5,7	5,7	5,7	0,0	0,0	5,7
			C	38,2	25,4	6,1	10,2	4,3	2,2	4,1	2,2	0,0	0,0	7,3
			D	30,4	4,3	13,0	21,7	8,7	4,3	8,7	4,3	0,0	0,0	4,3
			E	38,1	25,8	6,2	10,3	4,1	2,1	4,1	2,1	0,0	0,0	7,2
	<i>Violo-Cnidietum dubii galietosum veris</i> var. <i>Typicum</i>	122 (29)	B	33,3	4,2	0,0	20,8	8,3	8,3	4,2	0,0	0,0	0,0	12,5
			C	37,9	17,2	0,0	15,3	5,4	1,0	0,6	0,5	0,0	0,0	22,2
			D	41,7	8,3	0,0	25,0	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7
			E	38,5	17,9	0,0	15,4	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,1

* objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 64. Amplituda wymagań zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa względem intensywności światła – na podstawie zakresu średnich wartości „L” Ellenberga

Typ zbiorowiska	Liczba zdjęć	Światło (L)																
		Skala Ellenberga																
		1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9
Zbiorowiska rudcralne i segctalne (klasy <i>Chenopodietea</i> , <i>Secalietea</i>)																		
<i>Senecioni-Tussilaginietum</i>	10																	
	3																	
<i>Vicietum tetraspermae consolid.</i>	10																	
<i>Caucalido-Scandicetum</i>	15																	
Zbiorowiska szuwarów i turzycowisk (klasa <i>Phragmitetea</i>)																		
<i>Phragmitetum australis</i>	4																	
<i>Caricetum gracilis typicum</i>	8																	
<i>Caricetum gracilis caric. nigrae</i>	7																	
<i>Caricetum gracilis phragmitet.</i>	7																	
Zbiorowiska muraw piaskowych i wrzosowisk (klasa <i>Sedo-Scleranthetea</i> i <i>Nardo-Callunetea</i>)																		
<i>Spergulo vernalis-Corynephoretum</i>	5																	
<i>Dianto-Armerietum</i>	13																	
<i>Trifolium arvense-Elymus repens</i>	8																	
<i>Festuco-Koelerietum glaucae</i>	5																	
<i>Calluno-Nardetum strictae</i>	3																	
Zbiorowiska muraw kserotermicznych (klasa <i>Festuco-Brometea</i>)																		
<i>Thalictro-Salvietum pratensis</i>	11																	
<i>Inuletum ensifoliae</i> w. typowy	6																	
- z <i>Brachypodium pinnatum</i>	18																	
<i>Brachypodium pinnatum-Adonis vernalis</i>	10																	
<i>Seslerio-Scorzoneretum purpureae</i>	4																	
<i>Sisimbrio-Stipetum capillatae</i>	7																	
<i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i>	4																	
Zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe (klasa <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>)																		
<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z:																		
- <i>Cerastium arvense</i>	8																	
- <i>Lathyrus palustris</i>	7																	
- <i>Dactylis glomerata</i>	3																	
<i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i>																		
- wariant z <i>Carex nigra</i>	9																	
- wariant typowy	9																	
<i>Cirsio-Polygonetum</i> - <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i>	5																	
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>																		
- <i>plantaginetosum mediae</i>	9																	
- <i>centaureetosum rhenani</i>	8																	
<i>Pastinaca sativa</i> - <i>Hypericum perforatum</i>	9																	
Torfowiska niskie (klasa <i>Scheuzerio-Caricetea</i>)																		
<i>Carici-Agrostietum caninae</i>	3																	
<i>Eriophorum latifolium-Carex dioica</i>	4																	
Zarośla z dominacją tarniny (klasa <i>Rhamno-Prunetea</i>)																		
<i>Pruno-Crategetum</i> wariant z:																		
<i>Agrimonia eupatoria</i>	4																	
<i>Poa nemoralis</i>	4																	
Zbiorowiska lasów iglastych (klasa <i>Vaccinio-Piceetea</i>)																		
<i>Leucobryo-Pinetum</i> postać z:																		
<i>Rubus plicatus</i>	6																	
<i>Festuca psammophila</i>	12																	
Młodniki sosnowe z <i>Dicrano-Pinion</i>	7																	
<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	6																	
Zbiorowiska lasów liściastych (klasa <i>Quercu-Fagetea</i>)																		
bogate florystycznie suche lasy (rząd <i>Quercetalia pubescentis</i>)																		
<i>Pinus sylvestris-Adonis vernalis</i>	4																	
<i>Larix decidua-Astragalus glycyphyllos</i>	9																	
<i>Quercus petraea-Mellitis melissophyllum</i>	15																	
<i>Larix decidua-Knautia arvensis</i>	6																	
Mezo- i eutroficzne lasy liściaste (rząd <i>Fagetalia sylvaticae</i>)																		
<i>Ficario-Ulmetum campestris</i>	11																	
<i>Circaeο-Alnetum</i>	4																	
<i>Tilio-Carpinetum</i>																		
postać z <i>Crataegus monogyna</i>	17																	
postać z <i>Paris quadrifolia</i>	15																	
fazy regeneracyjne	19																	

* objaśnienia jak w tabeli 1.

wartości azotu „N” Ellenberg					
4	5	6	7	8	9
42,9	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0
7,7	11,5	11,5	2,0	0,0	0,0
0,7	0,8	13,0	1,0	0,0	0,0
0,0	0,0	9,1	2,0	0,0	0,0
0,0	0,0	12,7	2,0	0,0	0,0
5,0	5,0	10,0	2,0	0,0	0,0
22,6	0,3	3,3	1,0	0,0	0,0
8,3	0,0	8,3	1,0	0,0	0,0
23,1	0,0	3,1	1,0	0,0	0,0
3,0	18,2	12,1	1,0	0,0	0,0
0,3	4,0	16,9	1,0	0,0	0,0
0,0	10,5	15,8	1,0	0,0	0,0
0,0	3,4	17,1	1,0	0,0	0,0
19,0	9,5	14,3	1,0	0,0	0,0
8,7	4,5	4,6	1,0	0,0	0,0
18,2	9,1	9,1	1,0	0,0	0,0
8,5	4,3	4,3	1,0	0,0	0,0
12,5	16,7	16,7	1,0	0,0	0,0
9,5	7,0	9,8	1,0	0,0	0,0
17,6	11,8	17,6	1,0	0,0	0,0
9,7	6,5	9,7	1,0	0,0	0,0
11,4	5,7	11,4	1,0	0,0	0,0
8,3	0,3	12,3	1,0	0,0	0,0
17,6	0,0	11,8	1,0	0,0	0,0
8,3	0,0	12,5	1,0	0,0	0,0
9,7	12,9	9,7	1,0	0,0	0,0
15,4	10,1	3,7	1,0	0,0	0,0
13,3	20,0	6,7	1,0	0,0	0,0
15,5	10,3	3,4	1,0	0,0	0,0
10,7	10,7	7,1	1,0	0,0	0,0
1,0	6,7	14,3	1,0	0,0	0,0
0,0	11,1	11,1	1,0	0,0	0,0
0,0	6,6	14,8	1,0	0,0	0,0
11,4	5,7	5,7	1,0	0,0	0,0
4,3	2,2	4,1	1,0	0,0	0,0
8,7	4,3	8,7	1,0	0,0	0,0
4,1	2,1	4,1	1,0	0,0	0,0
8,3	8,3	8,3	1,0	0,0	0,0
5,4	1,0	0,6	1,0	0,0	0,0
8,3	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
5,1	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0

Tabela 64. Amplituda wymagań zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa względem intensywności światła – na podstawie zakresu średnich wartości „L” Ellenberga

Typ zbiorowiska	Liczba zdjęć	Światło (L)																	
		Skala Ellenberga																	
		1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9	
Zbiorowiska ruderalne i segetalne (klasy <i>Chenopodietea</i> , <i>Secalietea</i>)																			
<i>Senecioni-Tussilaginetum</i>	10																		
	3																		
<i>Vicietum tetraspermae consolid.</i>	10																		
<i>Caucalido-Scandicetum</i>	15																		
Zbiorowiska szuwarów i turzycowisk (klasa <i>Phragmitetea</i>)																			
<i>Phragmitetum australis</i>	4																		
<i>Caricetum gracilis typicum</i>	8																		
<i>Caricetum gracilis caric. nigrae</i>	7																		
<i>Caricetum gracilis phragmitet.</i>	7																		

* Objasnienia jak w tabeli 1.

przekracza w zdjęciu fitosocjologicznym 25%. Zakres wartości średnich ważonych (F 5,8–6,7) oraz dość znaczny udział gatunków – indykatorów gleb świeżych (F4), wyższy niż w pozostałych zbiorowiskach związku *Cnidion dubii*, wskazują na suchszą postać zespołu (tab. 61).

Podobnie, jak już omówione zbiorowiska łąkowe (należące do związków *Arrhenatherion* i *Calthion*), również te należące do związku *Cnidion* nie mogą być wskaźnikami kwasowości siedlisk. W ich skład wchodzi bowiem w większości (50–70%) gatunki neutralne względem tej cechy, (szczególnie wyraża się to w płatach zespołu *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris*), pozostałe, to indykatory gleb słabo kwaśnych i słabo zasadowych, a także w niektórych zdjęciach (zdjęcie 57) – wskaźniki węglanów wapnia (czosnek kątownaty *Allium angulosum* R8). W zbiorowiskach należących do zespołu *Violo-Cnidietum dubii galiotosum veris*, w porównaniu z innymi, wyższy jest udział gatunków – wskaźników gleb kwaśnych (R3) i umiarkowanie kwaśnych (R4). Wszystkie wartości średnie oscylują w granicach R 5,6–6,8, co wskazuje na słabo kwaśny odczyn gleb opisywanych zbiorowisk (tab. 62).

Podobnie jak w przypadku kwasowości, zbiorowiska łąkowe ze związku *Cnidion*, charakteryzują się szeroką i zróżnicowaną amplitudą troficzną gatunków. W zbiorowiskach roślinnych podzespołu typowego *Violo-Cnidietum dubii typicum* skład gatunków – wskaźników żyzności gleb jest zróżnicowany – od oligotroficznych (N2) do eutroficznych (N7) i nie ma tu wyraźnie dominującej grupy. Zakres wartości średnich ważonych dla płatów tego podzespołu waha się w wąskich granicach N 4,4–4,7 (tab. 63).

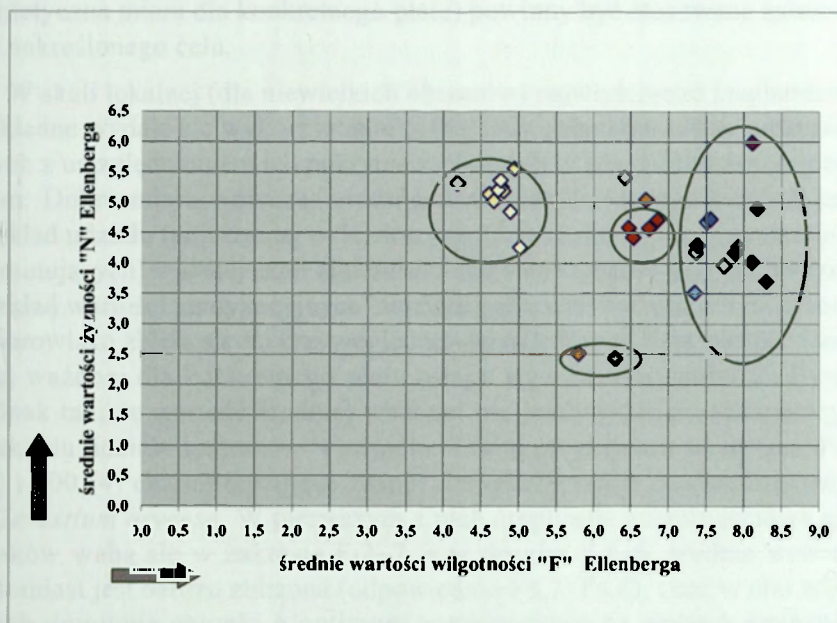
Podobnymi wymaganiami gatunków względem zawartości azotu w glebach cechują się zbiorowiska roślinne podzespołu *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris*, a zakres wartości średnich ważonych (N 4,0–5,4) wskazują na gleby umiarkowanie zasobne (tab. 63).

Do podzespołu *Violo-Cnidietum dubii galiotosum* należą zbiorowiska wskazujące na zdecydowanie uboższe gleby (poza jednym płatem); większość gatunków wchodzących w skład tych zbiorowisk to gatunki oligotroficzne, w tym z dużym pokryciem wskaźnik skrajnie ubogich gleb przytulica północna *Galium boreale* – N1, oraz grupa gatunków – wskaźników gleb ubogich w mineralne związki azotowe (N2 i N3). Zakres wartości średnich ważonych dla analizowanych płatów (N 2,4–2,5, w jednym płacie N5,0) wskazuje na to, że zbiorowiska te są indykatorami gleb ubogich w mineralne związki azotowe (tab. 63).

Otrzymane wartości średnich ważonych liczb Ellenberga charakteryzujące wymagania wilgotnościowo-żyźnościowe omówionych zbiorowisk ro-

ślinnych przedstawiono w polu spotkań, czyli miejscu na siatce zależności XY, w którym spotykają się wartości średnie wilgotności „F” oraz zawartości azotu w glebach „N”. W ten sposób zilustrowano spektrum ekologiczne danego zbiorowiska wąsko określonego syntaksonomicznie w randze podzespołu, a nawet wariantu (ryc. 24). Nie uwzględniono na siatce zależności, wartości średnich kwasowości „R”, ponieważ, jak wynika z wyżej przeprowadzonej charakterystyki wszystkie analizowane zbiorowiska łąkowe cechuje znaczny udział (często ponad 50%, a w niektórych przypadkach ponad 80%) gatunków obojętnych względem odczynu gleby (tab. 56, tab. 59 i tab. 62), a pozostałe wskazują na gleby umiarkowanie kwaśne, poza zespołem sitowia leśnego *Scirpetum silvatici*, który jest wskaźnikiem gleb o 1–2 stopni kwaśniejszych w skali R Ellenberga (tab. 59).

Wyróżniono cztery wyraźne grupy wilgotnościowo-żyźnościowe: 1) najsuchsze spośród analizowanych, zbiorowiska roślinne łąk świeżych (F 4–5,0) należące do związku *Arrhenatherion* i zespołu *Arrhenatheretum medioeuropeum*, które jednocześnie są wskaźnikami gleb umiarkowanie zasobnych w azot (wartość średnia N 4–5,5); 2) zbiorowiska należące do zespołu *Violo-Cnidietum dubii galietosum veris*, wskazujące na gleby względnie wilgotne (F 5,8–6,3) i jednocześnie wyróżniające się spośród innych, niską wartością średnią (N 2,4–2,5) wskazującą na ubogie gleby pod względem zawartości mineralnych związków azotowych; 3) zbiorowiska należące do podzespołu *Violo-Cnidietum dubii typicum* – o wąskiej amplitudzie wilgotnościowej – wskaźniki gleb wilgotnych (F 6,5–7) i umiarkowanie zasobnych w azot (N 4,4–4,7); 4) pozostałe zbiorowiska tworzą jedną grupę jako wskaźniki gleb o najwyższym, spośród badanych, stopniu uwilgotnienia. Są to zbiorowiska wszystkich analizowanych zespołów ze związku *Calthion* oraz należące do związku *Cnidion* podzespoły: *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris* (od F6,4 w płacie zbiorowiska *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris*) do F8,3 w *Cirsietum rivularis* z *Comarum palustre*) o niewielkiej „roli diagnostycznej”, względem zawartości azotu (trofizmu) gleb. Najczęstsze wartości średnich wazonowanych wahają się tu w granicach N3,5–5, co wskazuje na gleby umiarkowanie zasobne. Wewnętrzne zróżnicowanie poszczególnych płatów o składzie gatunków z różnymi liczbami azotowymi, nie pozwala traktować tych zbiorowisk jako jednoznacznych indykatorów zawartości azotu w podłożu (ryc. 24).



- Arrhenatheretum medioeuropaeum* variant z *Vicia sepia*
- Arrhenatheretum medioeuropaeum* variant z *Cerastium arvense*
- Violo-Cnidietum dubii galietosum veris*
- Violo-Cnidietum dubii typicum*
- Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris*
- Scirpetum silvatici*
- Cirsietum rivularis*
- Cirsietum rivularis* variant z *Comarum palustre*

Ryc. 24. Spektrum wymagań wilgotnościowo-żyźnościowych zbiorowisk łąkowych
The meadow communities form spectra when related to moisture and fertility

Ujęcia fitoindykacyjne (rozkład wszystkich gatunków liczby i ich pokrycia, rozkład tylko gatunków dominujących, a także średnia ważona jako syntetyczna miara dla konkretnego płatu) powinny być stosowane zależnie od nakreślonego celu.

W skali lokalnej (dla niewielkich obszarów) najwłaściwsze i najbardziej dokładne wydaje się wykorzystanie pełnej listy gatunków roślin naczyniowych z uwzględnieniem ich pokrycia zapisanych w zdjęciu fitosocjologicznym. Dobrą miarą wówczas zróżnicowania ekologicznego siedlisk jest rozkład udziału (najczęściej w %) wszystkich gatunków, (lub przynajmniej dominujących) w danej skali zmienności liczb wskaźnikowych. Im bardziej rozkład wartości „indykacyjnych” udziału gatunków budujących określone zbiorowisko zbliża się do krzywej jednowierzchołkowej, tym wartość średniej ważonej dla konkretnego płatu osiąga wyższą wiarygodność. Bywa jednak tak, że wartość średniej ważonej nie jest wykładnią faktycznego rozkładu udziału gatunków w zdjęciu. Takim przykładem są zdjęcia 497 (1) i 500 (4) charakteryzujące zespół *Arrhenatheretum medioeuropaeum* z *Cerastium arvense*. W pierwszym z nich amplituda wilgotnościowa gatunków waha się w zakresie F 2–7, a w drugim F 4–6, średnia ważona natomiast jest bardzo zbliżona (odpowiednio F4,7; F4,8), choć w obu zdjęciach dominują gatunki o optimum występowania na glebach świeżych (tab. 55).

Porównanie wartości średnich ważonych dla konkretnych płatów obliczonych na podstawie pełnej listy gatunków (wraz z ich pokryciem) oraz tylko gatunków dominujących pokazuje, że różnią się one nieznacznie (w większości drugim miejscem po przecinku). E. Roo-Zielińska (npubl.) na podstawie próby 100 zdjęć fitosocjologicznych opisujących zbiorowiska roślinne z obszaru Białotki Dworskiej – należącego do strefy podmiejskiej Warszawy, także wykazała, że wyniki uzyskane na podstawie pełnego zestawu gatunków z jednej strony i tylko grupy gatunków dominujących, z drugiej – są bardzo zbliżone lub niemal identyczne.

Gatunki sporadyczne są często wskaźnikami skrajnych warunków siedliskowych (suchych – mokrych, oligotroficznych – eutroficznych, kwaśnych – zasadowych), nie wskazują natomiast na optimum ekologiczne zbiorowiska (co jest właściwością gatunków obficie występujących), a uwzględniane w kalkulacji średnich ważonych dla płatu tworzą zbędny „szum informacyjny”. Znalezieniem optymalnej miary, wykorzystującej gatunki roślinne o określonym pokryciu powinny zająć się badania „środowisko – skład gatunkowy zbiorowisk” (Ewald 2003). Także M. Diekmann (2003) zwraca uwagę na to, że niskie pokrycie i ograniczone geograficzne rozmieszczenie redukuje stosowalność gatunków jako bioindykatorów.

Natomiast niewielkie pokrycie projekcyjne może być również wynikiem szczególnych warunków środowiskowych do których gatunki są ograniczone. Wtedy taki gatunek wskazuje na „szczegółność” środowiska. Według M. Diekmanna (2003) sporadyczne pokrycie gatunków może być często powodowane przez inne czynniki, niż siedliskowe, na przykład przez niewielkie zdolności rozsiewania lub niskie tempo kiełkowania. Wówczas brak gatunku jest mniej wiarygodnym wskaźnikiem niż jego obecność.

Trzeba jednak pamiętać, że diagnozy siedliskowe na podstawie gatunków dominujących powinny dotyczyć raczej ocen zróżnicowania przestrzennego, bowiem przy analizie zmienności w czasie niezbędne wydaje się uwzględnianie gatunków sporadycznych, gdyż one mogą być zwiastunem pierwszych, zmian w fitocenozie i jej siedlisku (Roo-Zielińska 2002).

8.3.2. CHARAKTERYSTYKA EKOLOGICZNA ZBIOROWISK ŁĄKOWYCH W POWIĄZANIU Z BEZPOŚREDNIMI POMIARAMI WŁAŚCIWOŚCI GLEB

Wilgotność jest decydującym czynnikiem przy wyróżnianiu synataksonów łąkowych wyższej rangi, oraz przy analizie lokalno-siedliskowej i opisie najniższych jednostek systematycznych, nawet w randze podzespołów, czy wariantów (Matuszkiewicz W. 2001; Pender 1997). Na podstawie pełnego zestawu gatunków budujących zbiorowiska łąkowe doliny Dolnej Ślezy (Pender 1997) wykazała, że różnice między syntaksonami w udziale grup gatunków wskaźnikowych dowodzą zróżnicowania wilgotnościowego siedlisk nawet w randze podzespołów. Wykazała także znaczne różnice w odczynie gleby i zasobności siedlisk między podzespołami.

J. Oświt (1992), za podstawę swoich badań fitoindykacyjnych, przyjął amplitudę wymagań wilgotnościowych, w 10-stopniowej skali Klappa, wszystkich gatunków łąkowych budujących zbiorowiska roślinne. Na tej podstawie autor przeprowadził podział łąkowych siedlisk wilgotnościowych i umiejscowił w nim określone zbiorowiska roślinne, na podstawie gatunków dominujących i wskaźnikowych. Jest to odmienne podejście niż prezentowane w niniejszej pracy, nie uwzględnia bowiem syntaksonomicznego podziału zbiorowisk, wskazuje natomiast na uwilgotnienie gleb jako determinujący czynnik kształtujący zbiorowiska łąkowe.

Ocena właściwości siedlisk na podstawie ekologicznych skal liczb wskaźnikowych jest szybka, tania i wiarygodna, a uzyskane wyniki w większości odpowiadają rzeczywistym pomiarom glebowym. Brak pełnej korelacji między wartościami liczb wskaźnikowych, a danymi glebowymi w niektórych przypadkach wynika, z tego, że inne cechy są mierzone, a inne indykowane (Schaffers, Sykora 2000; Diekmann 2003). Zdarza się

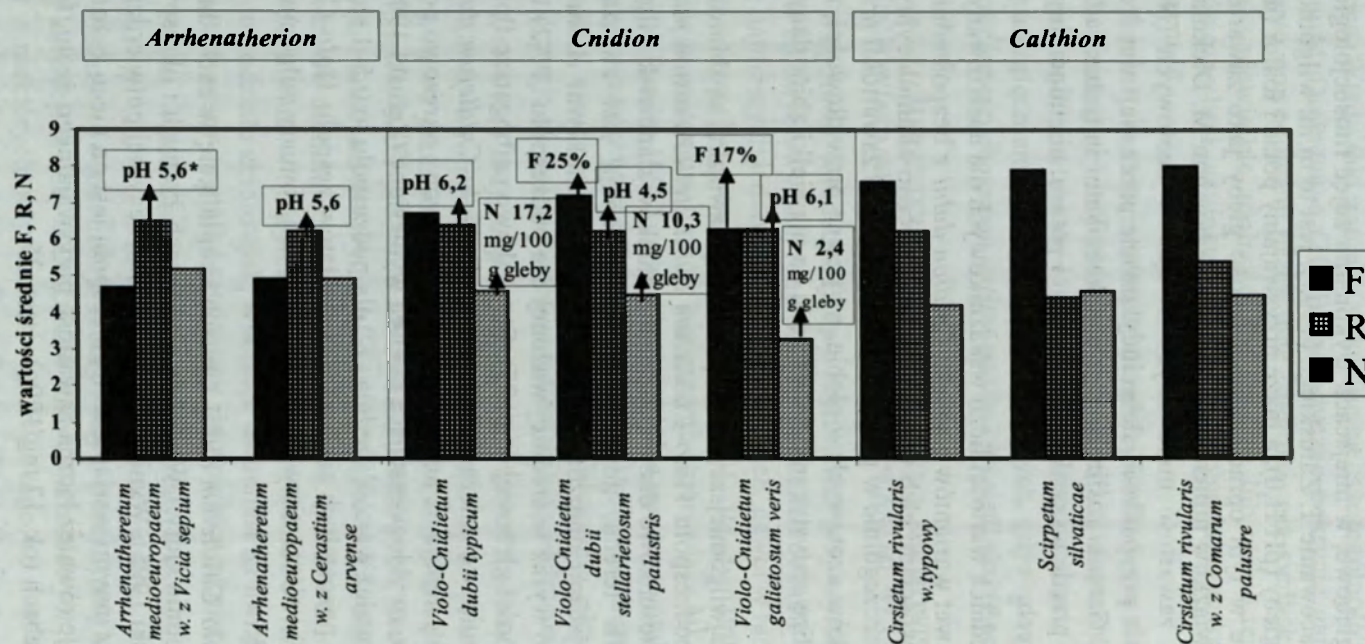
jednak często, że nie dysponujemy danymi glebowymi, ze względu na kosztowne i pracochłonne metody terenowe i laboratoryjne.

Pełne analizy glebowe, w miejscach wykonania zdjęć fitosocjologicznych, zawiera opracowanie T. Załuskiego (1995): jest to m.in. wilgotność gleb (%), odczyn gleby (pH H_2O), a także przyswajalny potas i fosfor (mg/100g), wyrażające w tym opracowaniu żyzność gleby jako zawartość przyswajalnych związków mineralnych. Jak pisze bowiem M. Diekmann (2003) całkowita zawartość mineralnych związków azotowych (NO_3^- i NH_4^+) jest w wielu przypadkach słabo indykowana przez wartości średnich ważonych N. Gatunki roślin są często wskaźnikami innych składników odżywczych, przede wszystkim zaś fosforu i potasu, niż mineralnych związków azotowych.

Zestawienia średnich wartości liczb wskaźnikowych dla analizowanych podzespołów a nawet wariantów związku *Cnidion dubii* z bezpośrednimi pomiarami właściwościami gleb w poziomie próchniczo-akumulacyjnym profilu wskazują, szczególnie w przypadku wilgotności i zawartości przyswajalnych związków azotowych w glebie, na pewne prawidłowości, nie potwierdzone analizę statystyczną, ze względu na niewielki zbiór danych (ryc. 25).

Najwyraźniej najwilgotniejsze, wśród płatów tego związku, są zbiorowiska należące do podzespołu *Violo-Cnidietum dubii stellarietosum palustris* wyróżnione stosunkowo dużym udziałem gatunków stanowisk wilgotnych, a topografia terenu, gdzie płaty te występują jest związana najczęściej z miejscami obniżonymi i okresowo podmokłymi (Załuski 1995). Znalazło to wyraz w średniej ważonej dla podzespołu (F7,2) i w pomiarach wilgotności glebowej (ryc. 25). Stosunkowo najbogatsze florystycznie łąki selernicowe należące do podzespołu *Violo-Cnidietum dubii galietosum veris* występują na umiarkowanie wilgotnych i okresowo poduszonych madach, zwykle porastające miejsca wyniesione (Załuski 1995), co potwierdziła również wartość średnia „F” dla podzespołu o 0,5–1 stopnia niższa niż dla pozostałych analizowanych płatów zespołu *Violo-Cnidietum dubii* (F6,3) i niższe niż w pozostałych płatach pomiary wilgotności glebowej (ryc. 25).

Fitocenozy *Violo-Cnidietum dubii typicum* skupiają się w zachodniej części kraju (w dolinie Odry i Warty) na siedliskach żyznych i okresowo wilgotnych (Załuski 1995). Wyniki analizy fitoindykacyjnej potwierdziły, że w porównaniu z innymi wariantami tego zespołu jest on nieco żyzniejszy, na co wskazuje również łączna zawartość przyswajalnego azotu, fosforu i potasu w glebach (ok. 17 mg/100g) – ryc. 25.



* wartości mierzonych parametrów glebowych

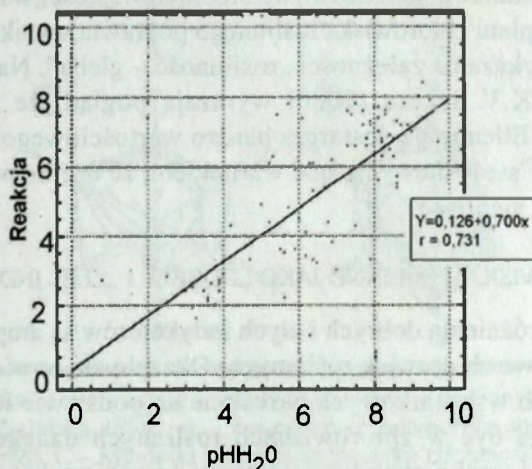
* the values of measurements of soil parameters

Ryc. 25. Zbiorowiska łąkowe w randze podzespołów i wariantów – wskaźniki wilgotności (F), kwasowości (R) i zawartości azotu (N) w glebach

The meadow communities (subassociations and variants) – the indicators of moisture (F), acidity (R) and nitrogen content in the soil

Jak pisze J.B. Faliński (1966), autor zdjęć zbiorowisk łąkowych związków *Arrhenatherion* i *Calthion* zbiorowiska łąkowe zespołu *Arrhenatheretum medioeuropaeum* reprezentują umiarkowanie żyzną postać łąki rajgrasowej o pH 5,6, zawartością węgla C 0,90% i próchnicy 1,55%, ze stopniem wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym (V) 20% w poziomie próchniczo-akumulacyjnym. Ponadto cechuje je całkowity brak węglanów wapnia we wszystkich poziomach profilu glebowego. Na podstawie analizy fitoindykacyjnej wykazano, że zbiorowiska łąkowe należące do zespołu *Arrhenatheretum medioeuropaeum* (szczególnie wariant z *Vicia sepia*) są wskaźnikami bardziej zasobnych gleb niż inne analizowane płaty zbiorowisk łąkowych (ryc. 25).

Podkreślić należy w tym miejscu, że E. Roo-Zielińska (dane niepublikowane) na podstawie 100 zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących różne typy fitocenoz i 100 prób glebowych wykonanych w miejscach spisów florystycznych w regionie Poniidzia (Kostrowicki, Solon 1994) wykazała wysoki współczynnik korelacji ($r = 0,71$) między pomiarami odczynu gleby (pH H_2O) a średnią liczbą reakcji (kwasowości) „R” płatu roślinnego (ryc. 26). Ten wynik wydaje się oczywisty, ponieważ różne typy gleb i różne zbiorowiska roślinne (od muraw ciepłolubnych o odczynie zasadowym do zbiorowisk wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych o odczynie kwaśnym) pozwoliły oczekiwać tak wysokiej korelacji.



Ryc. 26. Statystyczny związek między wskaźnikiem kwasowości „R” Ellenberga a pH gleby na podstawie zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa

The statistical correlation between reaction indicator number „R” according to Ellenberg scale and measured reaction – pH of the soil, on the basis of plant communities – Pińczów case study.

Statystycznej zależności wartości wskaźnikowych wilgotności „F”, azotu „N” oraz kwasowości „R” Ellenberga z pomiarami właściwości gleb, poszukiwali A.P. Schaffers i K.V. Sykora (2000) na podstawie analizy 74 płatów roślinnych (stanowisk) w 14 różnych typach zbiorowisk Holandii. Okazało się, że wartości wilgotności „F” Ellenberga najlepiej korelowały ze średnią najniższą wilgotnością glebową w okresie lata. Natomiast wartości indykacyjne „N” wydają się być tylko słabo skorelowane z glebowym azotem mineralnym i dostępnym dla roślin. Podobne wyniki otrzymali także M. Degórski (1982) w uroczysku „Grabowy” i E. Roo-Zielińska i in. (2003) w Wigierskim Parku Narodowym. Natomiast A.P. Schaffers i K.V. Sykora (2000) oraz M.O. Hill i K.V. Carey (1997) wykazali silną korelację liczby azotowej Ellenberga N z produkcją biomasy i proponują, aby liczbę N zastąpić „liczbą produktywności (wydajności)” „productivity values”. Także M. Diekmann (2003), zwraca uwagę na to, że całkowita zawartość mineralnych związków azotowych (NO_3^- i NH_4^+) jest w wielu przypadkach słabo „indykowana” przez wartości średnich ważonych N. Natomiast inne składniki odżywcze, a wśród nich przede wszystkim fosfor i potas są dobrze „oceniane” przez średnie ważne „N”.

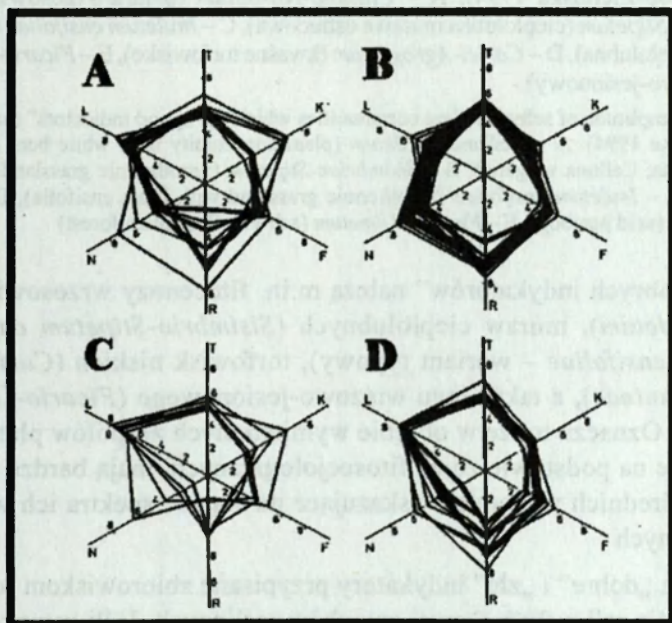
Według A.P. Schaffersa i K.V. Sykory (2000) średnie wartości pH dla stanowiska korelują najlepiej ($r=0,92$) z całkowitą zawartością wapnia (łącznie – wapń wymienny Ca^{+2} oraz pochodzący z węglanów wapnia). Na tej podstawie autorzy opracowania proponują zastąpienie liczby „R” Ellenberga „liczbą wapnia”. Sugerują oni również, że stosowanie pokrycia projekcyjnego gatunków w szacowaniu średnich wartości wskaźnikowych dla konkretnego płatu zbiorowiska roślinnego poprawia wyniki analiz statystycznych dla wykazania zależności „roślinność – gleba”. Na zakończenie A.P. Schaffers i K.V. Sykora (2000) wyrażają pogląd, że system liczb wskaźnikowych Ellenberga dostarcza bardzo wartościowego narzędzia do oceny warunków siedliskowych, pod warunkiem, że ocenie podlegają właściwe parametry siedliska.

8.4. ZBIOROWISKA ROŚLINNE JAKO „DOBRE” I „ZŁE” INDYKATORY

Podstawą wyróżnienia dobrych i złych indykatorów są amplitudy ekologiczno-siedliskowe zbiorowisk roślinnych. Okazało się bowiem, że wartości średnich liczb wskaźnikowych określone na podstawie ich składu gatunkowego mogą być w zbiorowiskach roślinnych danego syntaksonu bardzo zbliżone i wąsko określone i dotyczy to zarówno cech klimatycznych jak również glebowych. Są również takie zbiorowiska, których wartości średnich liczb wskaźnikowych w danej jednostce syntaksonomicznej wyraźnie się różnią, a ich zakres jest szeroki (Roo-Zielińska 1994).

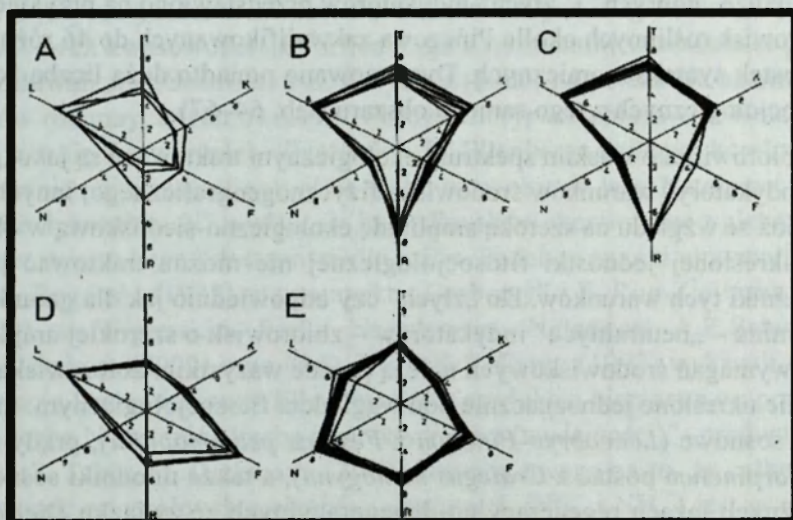
Analizę „dobrych” i „złych” indykatorów przedstawiono na przykładzie zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa zakwalifikowanych do 46 różnych jednostek syntaksonomicznych. Dysponowano ponadto dużą liczbą zdjęć fitosocjologicznych z tego samego obszaru (tab. 64–67).

Zbiorowiska o wąskim spektrum ekologicznym traktowane są jako „dobre indykatory” warunków środowiska fizycznogeograficznego, innych fitocenoz ze względu na szeroką amplitudę ekologiczno-siedliskową w obrębie określonej jednostki fitosocjologicznej nie można traktować jako wskaźniki tych warunków. Do „złych” czy odpowiednio jak dla gatunków – terminu – „neutralnych” indykatorów – zbiorowisk o szerokiej amplitudzie wymagań środowiskowych należą przede wszystkim zbiorowiska leśne nie określone jednoznacznie pod względem fitosocjologicznym: m.in. bory sosnowe (*Leucobryo-Pinetum* z *Festuca psammophila*), grądy (*Tilio-Carpinetum* postać z *Crataegus monogyna*), a także młodniki sosnowe w różnych fazach regeneracyjno-degeneracyjnych ze związku *Dicrano-Pinion* (ryc. 27).



Ryc. 27. Amplitudy ekologiczne wybranych zbiorowisk roślinnych „złe indykatory” (źródło: Roo-Zielińska 1994). A – *Leucobryo-Pinetum* (bór sosnowy), B – *Tilio-Carpinetum* (grąd), C – Młodniki sosnowe ze związku *Dicrano-Pinion*, D – *Diantho Armerietum* (murawa piaszczysta)

Ecological amplitude of selected plant communities which are „poor indicators” (according to Roo-Zielińska 1994). A – *Leucobryo-Pinetum* (typical pine forest), B – *Tilio-Carpinetum* (oak – hornbeam forest), C – Young pine stands of *Dicrano-Pinion* alliance, D – *Diantho-Armerietum* (sandy grassland)



Ryc. 28. Amplitudy ekologiczne wybranych zbiorowisk roślinnych „dobre indykatory” (źródło: Roo-Zielińska 1994). A – *Calluno-Nardetum* (psiara/wrzosowisko), B – *Sisimbrion-Stipetum* (ciepłolubna murawa ostnicowa), C – *Inuletum ensifoliae* (kwiecista murawa ciepłolubna), D – *Carici-Agrostietum* (kwaśne torfowisko), E – *Ficario-Ulmetum* (łęg wiązowo-jesionowy)

Ecological amplitude of selected plant communities which are „good indicators” (according to Roo-Zielińska 1994). A – *Calluno-Nardetum* (plant community with white bent /heathland, *Nardus stricta*, *Calluna vulgaris*), B – *Sisimbrion-Stipetum* (xerothermic grassland with *Stipa capillata*), C – *Inuletum ensifoliae* (xerothermic grassland with *Inula ensifolia*), D – *Carici-Agrostietum* (acid peatbog), E – *Ficario-Ulmetum* (ash-elm floodplain forest)

Do „dobrych indykatorów” należą m.in. fitocenozy wrzosowisk (*Calluno-Nardetum*), muraw ciepłolubnych (*Sisimbrion-Stipetum capillatae*, *Inuletum ensifoliae* – wariant typowy), torfowisk niskich (*Carici-Agrostietum caninae*), a także łęgu wiązowo-jesionowego (*Ficario-Ulmetum*) – ryc. 28. Oznacza to, że w obrębie wymienionych zespołów płaty roślinne opisane na podstawie zdjęć fitosocjologicznych, mają bardzo zbliżone wartości średnich ważonych wskazujące na wąskie spektra ich wymagań ekologicznych

Pojęcia „dobre” i „złe” indykatory przypisane zbiorowiskom roślinnym odpowiadają roli wskaźnikowej gatunków roślinnych. Jeśli gatunkowi (według np. skali Ellenberga) przypisana jest określona liczba wskaźnikowa względem cechy środowiska geograficznego definiowany jest on jako indykator. W przypadku, gdy przypisana jest wartość „0” jest to gatunek neutralny względem danej cechy. Zbiorowiska roślinne o wąskiej amplitudzie ekologicznej można definiować także jako indykatory, a o szerokiej amplitudzie jako zbiorowiska neutralne względem analizowanej cechy środowiska fizycznogeograficznego. Na pewno „dobrym indykatorem” będą

te typy fitocenozy, których spektrum wymagań względem co najmniej dwóch lub więcej cech środowiska geograficznego różni je od innych. Takim typem zbiorowiska są na przykład murawy ciepłolubne, których większość zespołów cechuje się wąskim spektrum wymagań względem wilgotności i kwasowości gleb (por. tab. 65–66).

Z przeprowadzonych rozważań zilustrowanych przykładami wynika, że wartości średnich ważonych określające wymagania roślinności w stosunku do opisanych czynników edaficznych dla podstawowych płatów roślinności, można przenosić (interpolować) na fitocenozy należące do określonych sytaksonów (Roo-Zielińska 2000). Stanowi to wystarczającą podstawę do sporządzenia map przestrzennego zróżnicowania wymagań siedliskowych zbiorowisk roślinnych, które można traktować jako mapy zróżnicowania siedliskowego badanych obszarów modelowych. Zastosowanie średnich ważonych do ilustracji zmienności przestrzennej wybranych czynników środowiska fizycznogeograficznego będzie przedmiotem następnego rozdziału tej pracy.

Tabela 65. Amplituda wymagań zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa względem wilgotności gleb – na podstawie zakresu średnich wartości „F” Ellenberga

[illegible]

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

Tabela 66. Amplituda wymagań zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa względem kwasowości gleb – na podstawie zakresu średnich wartości „R” Ellenberga

Typ zbiorowiska	Liczba zdjęć	Kwasowość gleb (R)																
		Skala Ellenberga																
		1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9
Zbiorowiska ruderalne i segetalne (klasy <i>Chenopodietea</i> , <i>Secalietea</i>)																		
<i>Senecioni-Tussilaginetum</i>	10																	
<i>Vicetum tetraspermae typicum</i>	3																	
<i>Vicetum tetraspermae consolid.</i>	10																	
<i>Caucalido-Scandicetum</i>	15																	
Zbiorowiska szuwarów i turzycowisk (klasa <i>Phragmitetea</i>)																		
<i>Phragmitetum australis</i>	4																	
<i>Caricetum gracilis typicum</i>	8																	
<i>Caricetum gracilis caric. nigrae</i>	7																	
<i>Caricetum gracilis phragmitet.</i>	7																	
Zbiorowiska muraw piaszkowych i wrzosowisk (klasa <i>Sedo-Scleranthetea</i> i <i>Nardo-Callunetea</i>)																		
<i>Spergulo vernalis-Corynephoretum</i>	5																	
<i>Dianto-Armerietum</i>	13																	
<i>Trifolium arvense-Elytmus repens</i>	8																	
<i>Festuco-Koelerietum glaucae</i>	5																	
<i>Calluno-Nardetum strictae</i>	3																	
Zbiorowiska muraw kserotermicznych (klasa <i>Festuco-Brometea</i>)																		
<i>Thalictro-Salvietum pratensis</i>	11																	
<i>Inuletum ensifoliae</i> w. typowy	6																	
– z <i>Brachypodium pinnatum</i>	18																	
<i>Brachypodium pinnatum-Adonis vernalis</i>	10																	
<i>Seslerio-Scorzoneretum purpureae</i>	4																	
<i>Sisimbrio-Stipetum capillatae</i>	7																	
<i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i>	4																	
Zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe (klasa <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>)																		
<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z:																		
– <i>Cerastium arvense</i>	8																	
– <i>Lathyrus palustris</i>	7																	
– <i>Dactylis glomerata</i>	3																	
<i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i>																		
– wariant z <i>Carex nigra</i>	9																	
– wariant typowy	9																	
<i>Cirsio-Polygonetum</i> – <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i>	5																	
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>																		
– <i>plantaginetosum mediae</i>	9																	
– <i>centaureetosum rhenani</i>	8																	
<i>Pastinaca sativa</i> – <i>Hypericum perforatum</i>	9																	
Torfowiska niskie (klasa <i>Scheuzerio-Caricetea</i>)																		
<i>Carici-Agrostietum caninae</i>	3																	
<i>Eriophorum latifolium-Carex dioica</i>	4																	
Zarośla z dominacją tarniny (klasa <i>Rhamno-Prunetea</i>)																		
<i>Pruno-Crategetum</i> wariant z:																		
<i>Agrimonia eupatoria</i>	4																	
<i>Poa nemoralis</i>	4																	
Zbiorowiska lasów iglastych (klasa <i>Vaccinio-Piceetea</i>)																		
<i>Leucobryo-Pinetum</i> postać z:																		
<i>Rubus plicatus</i>	6																	
<i>Festuca psammophila</i>	12																	
Młodniki sosnowe z <i>Dicrano-Pinion</i>	7																	
<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	6																	
Zbiorowiska lasów liściastych (klasa <i>Quercu-Fagetea</i>) bogate florystycznie suche lasy (rząd <i>Quercetalia pubescentis</i>)																		
<i>Pinus sylvestris-Adonis vernalis</i>	4																	
<i>Larix decidua-Astragalus glycyphyllos</i>	9																	
<i>Quercus petraea-Mellitis melissophyllum</i>	15																	
<i>Larix decidua-Knautia arvensis</i>	6																	
Mezo- i eutroficzne lasy liściaste (rząd <i>Fagetalia sylvaticae</i>)																		
<i>Ficario-Ulmetum campestris</i>	11																	
<i>Circae-Alnetum</i>	4																	
<i>Tilio-Carpinetum</i>																		
postać z <i>Crataegus monogyna</i>	17																	
postać z <i>Paris quadrifolia</i>	15																	
fazy regeneracyjne	19																	

* Objasnienia jak w tabeli 1.

Tabela 67. Amplituda wymagań zbiorowisk roślinnych okolic Pińczowa względem zawartości azotu w glebach – na podstawie zakresu średnich wartości „N” Ellenberga

Typ zbiorowiska	Liczba zdjęć	Zawartość azotu w glebie (N)																
		Skala Ellenberga																
		1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9
Zbiorowiska ruderalne i segetalne (klasy <i>Chenopodietea</i> , <i>Secalietea</i>)																		
<i>Senecioni-Tussilaginetum</i>	10																	
<i>Vicetum tetraspermae typicum</i>	3																	
<i>Vicetum tetraspermae consolid.</i>	10																	
<i>Caucalido-Scandicetum</i>	15																	
Zbiorowiska szuwarów i turzycowisk (klasa <i>Sedo-Scleranthetea</i> i <i>Nardo-Callunetea</i>)																		
<i>Phragmitetum australis</i>	4																	
<i>Caricetum gracilis typicum</i>	8																	
<i>Caricetum gracilis caric. nigrae</i>	7																	
<i>Caricetum gracilis phragmitet.</i>	7																	
Zbiorowiska muraw piaskowych i wrzosowisk (klasa <i>Sedo-Scleranthetea</i> i <i>Nardo-Callunetea</i>)																		
<i>Spergulo vernalis-Corynephorum</i>	5																	
<i>Dianto-Armerietum</i>	13																	
<i>Trifolium arvense-Elytmus repens</i>	8																	
<i>Festuco-Koelerietum glaucae</i>	5																	
<i>Calluno-Nardetum strictae</i>	3																	
Zbiorowiska muraw kserotermicznych (klasa <i>Festuco-Brometea</i>)																		
<i>Thalictro-Salvietum pratensis</i>	11																	
<i>Inuletum ensifoliae</i> w. typowy	6																	
– z <i>Brachypodium pinnatum</i>	18																	
<i>Brachypodium pinnatum-Adonis vernalis</i>	10																	
<i>Seslerio-Scorzoneretum purpureae</i>	4																	
<i>Sisimbrio-Stipetum capillatae</i>	7																	
<i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i>	4																	
Zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe (klasa <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>)																		
<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z:																		
– <i>Cerastium arvense</i>	8																	
– <i>Lathyrus palustris</i>	7																	
– <i>Dactylis glomerata</i>	3																	
<i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i>																		
– wariant z <i>Carex nigra</i>	9																	
– wariant typowy	9																	
<i>Cirsio-Polygonetum</i> – <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i>		5																
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>																		
– <i>plantaginetosum mediae</i>	9																	
– <i>centaureetosum rhenani</i>	8																	
<i>Pastinaca sativa</i> – <i>Hypericum perforatum</i>		9																
Torfowiska niskie (klasa <i>Scheuzerio-Caricetea</i>)																		
<i>Carici-Agrostietum caninae</i>	3																	
<i>Eriophorum latifolium-Carex dioica</i>	4																	
Zarośla z dominacją tarniny (klasa <i>Rhamno-Prunetea</i>)																		
<i>Pruno-Crategetum</i> wariant z:																		
<i>Agrimonia eupatoria</i>	4																	
<i>Poa nemoralis</i>	4																	
Zbiorowiska lasów iglastych (klasa <i>Vaccinio-Piceetea</i>)																		
<i>Leucobryo-Pinetum</i> postać z:																		
<i>Rubus plicatus</i>	6																	
<i>Festuca psammophila</i>	12																	
Młodniki sosnowe z <i>Dicrano-Pinion</i>	7																	
<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	6																	
Zbiorowiska lasów liściastych (klasa <i>Quercu-Fagetea</i>) bogate florystycznie suche lasy (rzęd <i>Quercetalia pubescentis</i>)																		
<i>Pinus sylvestris-Adonis vernalis</i>	4																	
<i>Larix decidua-Astragalus glycyphyllos</i>	9																	
<i>Quercus petraea-Mellitis melissophyllum</i>	15																	
<i>Larix decidua-Knautia arvensis</i>	6																	
Mezo- i eutroficzne lasy liściaste (rzęd <i>Fagetalia sylvaticae</i>)																		
<i>Ficario-Ulmetum campestris</i>	11																	
<i>Circae-Alnetum</i>	4																	
<i>Tilio-Carpinetum</i>																		
postać z <i>Crategus monogyna</i>	17																	
postać z <i>Paris quadrifolia</i>	15																	
fazy regeneracyjne	19																	

* Objaśnienia jak w tabeli 1.

„Dzisiejsza szata roślinna Polski jest wyrazem zarówno warunków środowiska fizycznogeograficznego, jak i rozlicznych wpływów wynikających bezpośrednio i pośrednio ze społeczno-gospodarczej działalności człowieka.”

Władysław Matuszkiewicz (1991)

9. FITOINDYKACJA GEOBOTANICZNA JAKO NARZĘDZIE OCENY ZMIENNOŚCI PRZESTRZENNEJ WARUNKÓW ŚRODOWISKA GEOGRAFICZNEGO – PRZYKŁADY ZASTOSOWAŃ NA WYBRANYCH OBSZARACH MODELOWYCH

9.1. WPROWADZENIE

Założenie leżące u podstaw fitoindykacji geobotanicznej, mówiące o tym, że płat roślinny zakwalifikowany do określonej jednostki syntaksonomicznej jest wskaźnikiem warunków, w których bytuje oraz, że na podstawie zróżnicowania syntaksonomicznego¹³ zbiorowisk roślinnych można określać zróżnicowanie warunków siedliskowych daje możliwości wykorzystania roślinności w analizach zróżnicowania przestrzennego warunków środowiska fizycznogeograficznego (Degórski 1982, 1984; Diekmann 2003; Kostrowicki, Wójcik 1972; Matuszkiewicz W. 2001; Roo-Zielińska 1994).

Interpretacja stanu warunków środowiska fizycznogeograficznego dotyczy zwykle tzw. pola indykacji, tzn. konkretnego obszaru o zasięgu lokalnym, regionalnym, czy ponadregionalnym. Mogą to być również układy punktów lub niewielkich powierzchni (por. rozdz. 3 – ryc. 2), a wśród nich układy wzdłuż lokalnych gradientów środowiskowych – katen, czy ponadregionalnych „transektów” (Roo-Zielińska i in. 2003; Roo-Zielińska 2002, 2003a, b).

¹³ Nazewnictwo jednostek fitosocjologicznych pochodzi z *Przewodnika do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski* W. Matuszkiewicza z roku 1981.

W zależności od skali w jakiej chcemy przedstawić zmienność przestrzenną danej cechy (lub cech) środowiska przyrodniczego, przy wykorzystaniu metod z zakresu fitoindykacji, stosuje się różne techniki przeliczeń, przyjmując zawsze za podstawę zdjęcie fitosocjologiczne reprezentujące określony płat roślinny. Mogą to być: 1) udziały procentowe liczby i/lub pokrycia gatunków w stosunku do wszystkich gatunków roślin naczyniowych w zdjęciu, 2) udziały procentowe ekologicznych grup gatunków, czy 3) najczęściej stosowane wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych, będące syntetyczną miarą wymagań siedliskowych analizowanych płatów.

Zróznicowanie przestrzenne wymagań zbiorowisk roślinnych wzdłuż określonego gradientu – na przykład topografii terenu – jak w przypadku układów katenalnych w Wigierskim Parku Narodowym (Roo-Zielińska i in. 2003), czy sekwencji płatów zbiorowisk chwastów upraw zbożowych w jednym z wąwozów w okolicy Młodzaw pozwala na szczegółowe rozpoznanie warunków lokalno-siedliskowych (Roo-Zielińska, Solon 1994b). Fitoindykacja geobotaniczna może też być wykorzystana, jako narzędzie w ocenie ponadregionalnych gradientów zmian klimatu wzdłuż wytyczonych transektów (Roo-Zielińska 2002, 2003a, b). Otrzymane wyniki przedstawia się w formie różnego typu opracowań kartograficznych (Plit, Roo-Zielińska 1990).

Na podstawie otrzymanych danych fitoindykacyjnych wynikających z przeliczeń, często wraz z mapami (lub na podkładach map) roślinności rzeczywistej sporządza się mapy fitoindykacyjne w skalach zależnie od postawionego celu i wielkości danego obszaru (Roo-Zielinska 1982, 1994). Najbardziej wiarygodną mapę zróznicowania siedliskowego, na podstawie fitoindykacji otrzymuje się dysponując kompletną liczbą zdjęć fitosocjologicznych, tzn. każde wydzielenie (zbiorowisko roślinne) ma wartość liczby wskaźnikowej wynikającą z przeliczeń zdjęć fitosocjologicznych – jak miało to miejsce w przypadku obszaru Białółka Dworska (Roo-Zielińska 1982). Natomiast, szczególnie na większych obszarach, jak na przykład okolice Pińczowa, gdy nie wszystkie zbiorowiska opisane są na podstawie zdjęć fitosocjologicznych, przeprowadza się interpolację wartości wskaźnikowych korzystając z wiedzy na temat syntaksonomiczno-typologicznego zróznicowania zbiorowisk roślinnych i przyjmując założenie, że płaty roślinne zakwalifikowane do tych samych jednostek fitosocjologicznych (najlepiej wąsko określonych) mają zbliżone wymagania ekologiczno-siedliskowe (Roo-Zielińska 1994).



Ryc. 29. Lokalizacja trzech katen roślinności i gleb w Wigierskim Parku Narodowym oraz numery powierzchni badawczych (wykonanie ryciny J. Solon)

Location of the three vegetation and soil catenas in The National Wigry Park (elaboration of figure J. Solon)

lasy – forests; pow. nieleśne – non-forest areas; jeziora i rzeki – lakes and rivers; granice Parku Narodowego – National Park border; strefa buforowa – buffer zone

9.2. ZASTOSOWANIE FITOINDYKACJI GEOBOTANICZNEJ W RÓŻNYCH SKALACH PRZESTRZENNYCH

Przydatność fitoindykacji geobotanicznej jako narzędzia opisu zmienności przestrzennej ekologicznych wymagań roślinności została przedstawiona na wybranych obszarach modelowych, a wielkość ich powierzchni przyjęto jako kryterium porządkujące. Tam, gdzie było to możliwe zestawiono wartości liczb wskaźnikowych (także ich zróżnicowanie przestrzenne) z rzeczywistymi pomiarami glebowymi i klimatycznymi.

UKŁADY KATENALNE

KATENY WIGIERSKIEGO PARKU NARODOWEGO

Krajobraz Wigierskiego Parku Narodowego tworzą: jeziora, torfowiska i pagórkowate wysoczyzny morenowe. Ta skomplikowana geomorfologia jak również znaczne zróżnicowanie typów gleb i roślinności spowodowało, że obszar ten został wybrany do analizy lokalnych przestrzennych zmian roślinności i właściwości gleb. Na tej podstawie oceniono rolę występujących tu zbiorowisk roślinnych jako wskaźników zróżnicowania przestrzennego wilgotności, kwasowości i zawartości azotu w podłożu (Roo-Zielińska i in. 2003).

Do badań szczegółowych wytypowano trzy kateny reprezentujące najbardziej charakterystyczne i typowe układy sekwencji zbiorowisk (ryc. 29).

Pierwszy układ katenalny „stoliwo kemowe” prowadzi od wzgórza kemowego w kierunku obniżenia terenu do małego zarośniętego stawu, toposekwencja zbiorowisk roślinnych to 6 zdjęć fitosocjologicznych opisujących łąki należące do związków *Arrhenatherion*, *Molinion* i *Calthion*, a także zbiorowiska szuwarów wielkoturzycowych ze związku *Magnocaricion* (ryc. 30–31). Druga katena poprowadzona została w dolinie Czarnej Hańczy i w części sąsiadującej z wysoczyzną morenową, toposekwencję tworzą tu zbiorowiska leśne (5 zdjęć fitosocjologicznych) należące do zespołów: olsu *Ribo-Alnetum*, świerczyny na torfie *Sphagno girghenstoni-Piceetum*, boru wilgotnego świerkowo-dębowego *Quercus-Piceetum* i boru sosnowo-świerkowo-dębowego *Serratulo-Pinetum* (ryc. 32). Trzecia katena – „wysoczyzna morenowa” – prowadzi od torfowiskowej starej części jeziora do piaszczystego wypłaszczenia i w jej skład wchodzi zbiorowiska trawiaste ze związków *Molinion/Caricion fuscae*, *Filipendulion*, *Arrhenatherion* z elementami z klasy *Festuco-Brometea*, *Arrhenatherion* z elementami *Onopordion*, a także zbiorowiska z klasy *Agropyreteae* (ryc. 33, 34).

Toposekwencje zbiorowisk roślinnych na opisanych wyżej katenach odpowiadały różnym typom gleb: od gleb torfowych i mułowych w niższych partiach do typowych gleb brunatnych i brunatnych wylugowanych w wyższych partiach katen (ryc. 30–34).

Na każdej analizowanej powierzchni badawczej pobrano próby glebowe do oceny przestrzennej zmienności takich właściwości gleb jak: wilgotność (W), odczyn gleby (pH) oraz zawartość azotu w formie przyswajalnej dla roślin (N). Wyniki analiz glebowych pozwoliły na ocenę związków między właściwościami gleb, a składem gatunkowym i strukturą zespołów roślinnych, oraz na ocenę roli fitocenoz należących do różnych syntaksonów jako wskaźników wybranych czynników glebowych

Zestawienie obrazu zmienności przestrzennej wilgotności, zawartości azotu i odczynu gleby na podstawie bezpośrednich pomiarów glebowych ze średnimi wartościami ważonymi F, R i N – syntetycznymi miarami dla zbiorowisk roślinnych, a także udziałem liczby gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych pozwala stwierdzić, że zbiorowiska roślinne są w przypadku trzech katen bardzo dobrymi wskaźnikami wilgotności gleb (ryc. 30, 32, 33).

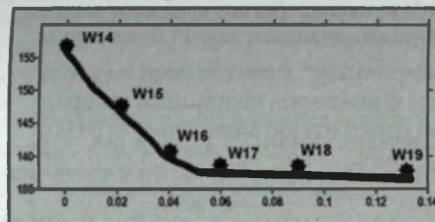
Na katenie z toposekwencją łąk „stoliwo kemowe” przy niskiej mierzonej wilgotności glebowej zauważalny jest wysoki udział gatunków sucholubnych (F 1–3), przy wysokiej – udział gatunków wymagających gleb o dużej wilgotności (F 8–10) dochodzi do 60%. Podobny obraz do zróżnicowania stopnia wilgotności gleb mierzonego bezpośrednio, uzyskano na podstawie średniej ważonej F dla każdego płatu roślinnego (ryc. 30).

Zbiorowiska leśne w dolinie Czarnej Hańczy również „zareagowały” jednoznacznie na zmienność przestrzenną wilgotności gleb, i dotyczy to zarówno rozkładu zmienności gatunków sucholubnych (F 1–3), jak i higrofilnych (F 8–10), ale najbardziej zmienności liczby gatunków wymagających gleb wilgotnych (F 6–7) odpowiadającej rozkładowi wartości wilgotności (W) mierzonej bezpośrednio w próbach analizowanych gleb (ryc. 32).

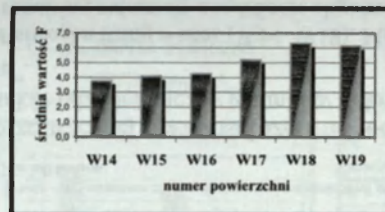
Zbiorowiska łąkowe i trawiaste na „wysoczyźnie morenowej” okazały się dobrymi wskaźnikami wilgotności gleb. Udział gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych sucholubnych (F 1–3) i higrofilnych (F 8–10) odpowiada niskiej i wysokiej wilgotności gleb (W). Natomiast wysoką zgodność rozkładu wilgotności (W) mierzoną laboratoryjnie w poziomie próchniczo-akumulacyjnym gleb uzyskano z rozkładem gatunków wymagających gleb wilgotnych (F 6–7) i z rozkładem średnich ważonych F dla zbiorowisk trawiastych (ryc. 33).

Stoliwo kemowe Wilgotność

Rozmieszczenie powierzchni badawczych

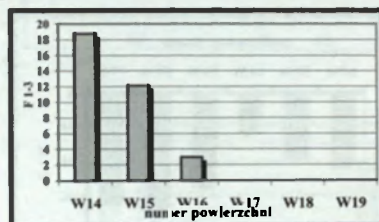


B



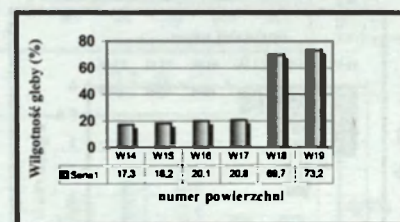
Nr powierzchni	Typ gleby	Zbiorowisko roślinne
W14	brunatna	<i>Arrhenatherion/Koelerion glaucae</i>
W15	brunatna	<i>Arrhenatherion</i>
W16	brunatna	<i>Arrhenatherion</i>
W17	brunatna	<i>Arrhenatherion/Calthion</i>
W18	oglejona	<i>Calthion/Caricion/fuscae</i>
W19	torfowa	<i>Magnocaricion</i>

C



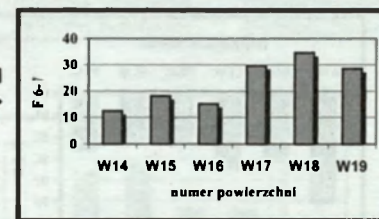
oś y – udział (%) liczby gatunków – wskaźników gleb suchych (F 1–3)
y axis – percentage share of number of species – indicators of dry soils (F1–3)

A



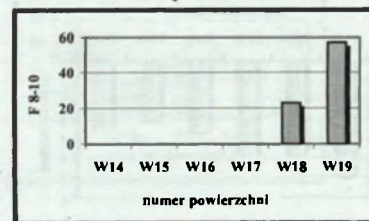
oś y – rzeczywiste pomiary wilgotności glebowej w poziomicy próchniczno-akumulacyjnym
y axis – measurements of the soil moisture in organic level of the soil horizon

D



oś y – udział (%) liczby gatunków – wskaźników gleb wilgotnych (F 6–7)
y axis – percentage share of number of species – indicators of the moist soils (F6–7)

E



oś y – udział (%) liczby gatunków – wskaźników gleb mokrych (F 8–10)
y axis – percentage share of number of species – indicators of the wet soils (F8–10)

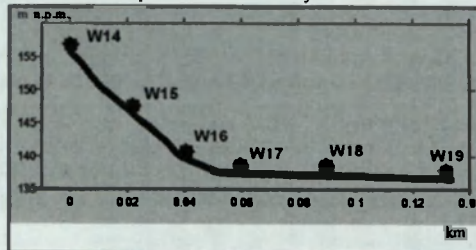
Ryc. 30. Zestawienie obrazu zmienności przestrzennej wilgotności na podstawie bezpośrednich pomiarów glebowych (A) ze średnimi wartościami ważonymi „F” (B), a także udziałem liczby gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych (C – F 1–3; D – F 6–7; E F 8–10) w obrębie kateny „Stoliwo kemowe”.

A case-study „Kame hummock” on effects of moisture using 6 sites (W14–W19). Measured moisture for each site (A); the average indicator values F for each site (B); number of species requiring extremely conditions: dry F 1–3 (C), moist F 6–7 (D), moist and wet F 8–10 (E) for each site. W 14–17 – brown soil; W 18 – gley soil; W 19 – peat soil

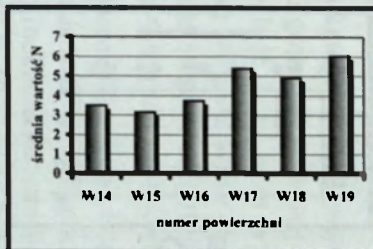
Stoliwo kemowe

Azot

Rozmieszczenie powierzchni badawczych

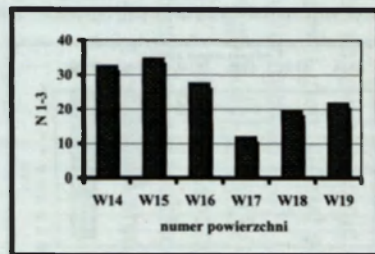


B



Nr powierzchni	Typ gleby	Zbiorowisko roślinne
W14	brunatna	<i>Arrhenatherion/Koelerion glaucae</i>
W15	brunatna	<i>Arrhenatherion</i>
W16	brunatna	<i>Arrhenatherion</i>
W17	brunatna	<i>Arrhenatherion/Calthion</i>
W18	oglejona	<i>Calthin/Caricion/fuscae</i>
W19	torfowa	<i>Magnocaricion</i>

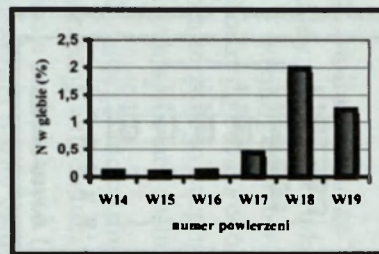
C



oś y - udział liczby (%) gatunków gleb oligotroficznych (N 1-3)

y axis - percentage share of number of species - indicators of oligotrophic soils (N 1-3)

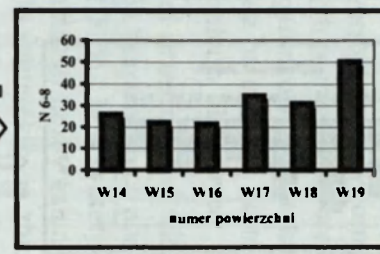
A



rzeczywiste pomiary zawartości azotu w poziomie próchniczno-akumulacyjnym gleb

y axis - measurements of the soil moisture in organic level of the soil horizon

D



oś y - udział liczby (%) gatunków - wskaźników gleb zasobnych w azot (N 6-8)

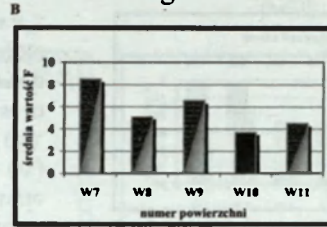
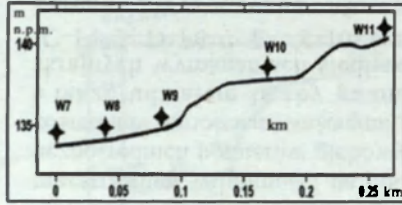
y axis - percentage share of number of species - indicators of the rich soils (N 6-8)

Ryc. 31. Zestawienie obrazu zmienności przestrzennej zawartości azotu na podstawie bezpośrednich pomiarów glebowych (A) ze średnimi wartościami ważonymi N (B), a także udziałem liczby gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych (C – N1–3; D – N 6–8) w obrębie kateny „Stoliwo kemowe”.

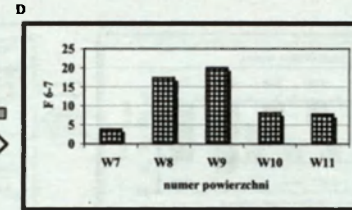
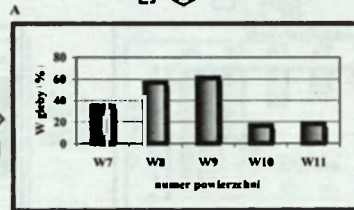
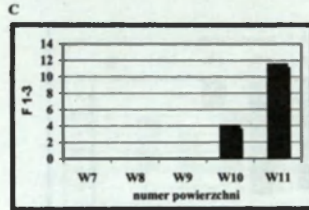
A case-study „Kame hummock” on effects of nitrogen using 6 sites (W14–W19). Measured nitrogen for each site (A); the average indicator values N for each site (B); number of species requiring extremely conditions: oligotrophic N 1–3 (C), rich soils N 6–8 (D) for each site.

Explanations of types of soils Fig. 30.

„Czarna Hańcza”
Wilgotność



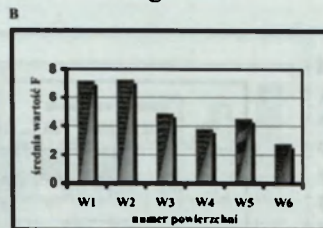
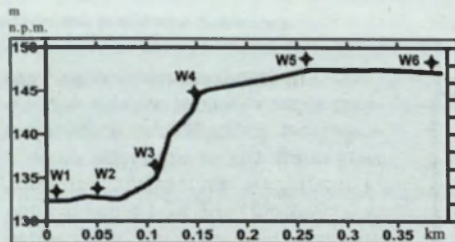
Nr powierzchni	Typ gleby	Zbiorowisko roślinne
W7	oglejona	<i>Ribo-Alnetum</i>
W8	torfowa	<i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>
W9	torfowa	<i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>
W10	brunatna, bielcowana	<i>Quercus-Piceetum</i>
W11	brunatna, bielcowana	<i>Serratulo-Pinetum</i>



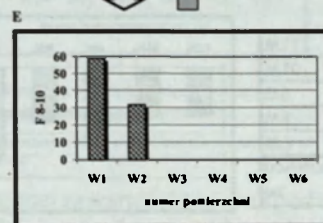
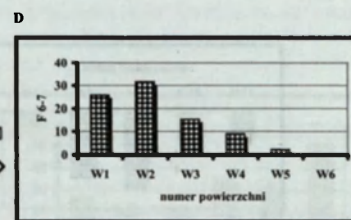
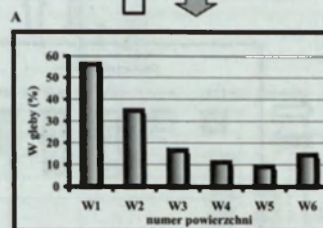
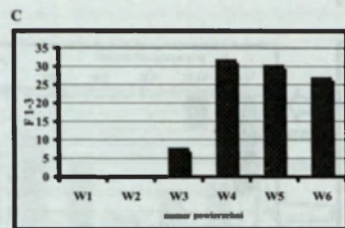
Ryc. 32. Zestawienie obrazu zmienności przestrzennej wilgotności na podstawie bezpośrednich pomiarów glebowych ze średnimi wartościami ważonymi F, a także udziałem liczby gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych w obrębie kateny „Czarna Hańcza”. Objasnienia osi rycina 30

A case-study „Czarna Hancza River” on effects of moisture using 5 sites (W 7–W11). Measured moisture for each site (A); the average indicator values F for each site (B); number of species requiring extremely conditions: dry F 1–3 (C), moist F 6–7 (D), moist and wet F 8–10 (E) for each site. Explanations of axis Fig. 30. W 7 – gley soil; W 8–9 – peat soil; W 10–11 – brown podzolic soil.

Wysoczyzna morenowa Wilgotność



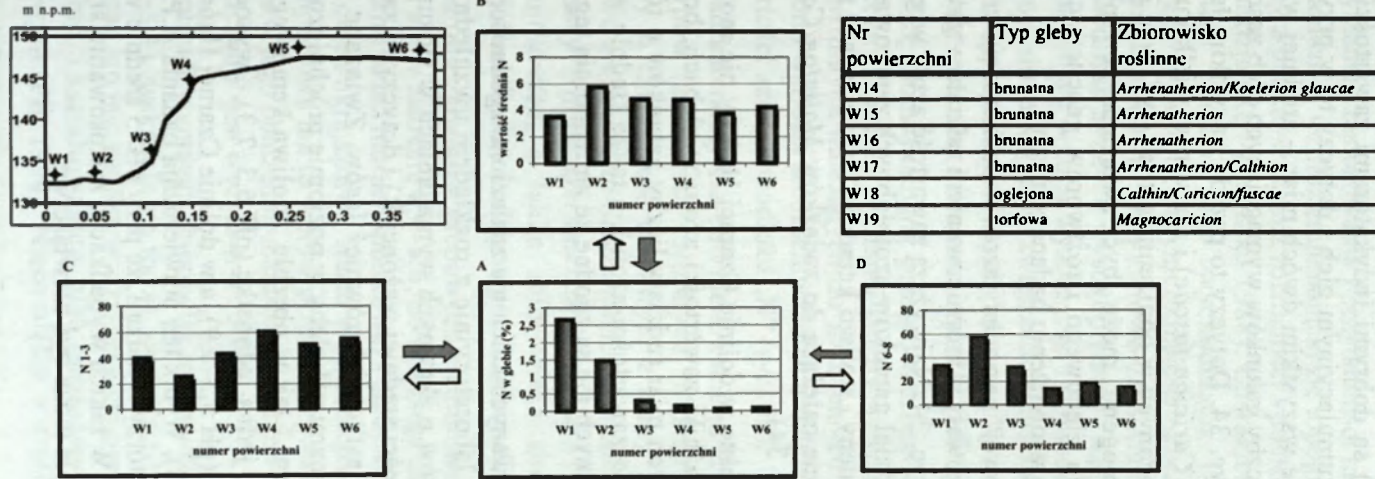
Nr powierzchni	Typ gleby	Zbiorowisko roślinne
W1	torfowa	<i>Molinion/Caricion fuscae</i>
W2	blotna	<i>Filipendulion</i>
W3	brunatna	<i>Arrhenatherion</i>
W4	brunatna	<i>Arrhenatherion/Festuco-Brometea</i>
W5	brunatna	<i>Arrhenatherion/Onopordion</i>
W6	brunatna	<i>Agropyreteu</i>



Ryc. 33. Zestawienie obrazu zmienności przestrzennej wilgotności na podstawie bezpośrednich pomiarów glebowych (A) ze średnimi wartościami ważonymi „F” (B), a także udziałem liczby gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych (C–F1–3; D–F6–7; E – 8–10) w obrębie kateny „Wysoczyzna Morenowa”.
Objaśnienia ryciny 30

A case-study „Moraine Upland” on effects of moisture using 6 sites (W1–W6). Measured moisture for each site (A); the average indicator values F for each site (B); number of species requiring extremely conditions: dry F 1–3 (C), moist F 6–7 (D), moist and wet F 8–10 (E) for each site. Explanations of axis Fig. 30. W 1 – peat soil; W 2 – swampy soil; W 4–6 – brown soil; Explanations of axis Fig. 30

Wysoczyzna morenowa Azot



Ryc. 34. Zestawienie obrazu zmienności przestrzennej zawartości azotu na podstawie bezpośrednich pomiarów glebowych ze średnimi wartościami ważonymi N, a także udziałem liczby gatunków o skrajnych wymaganiach siedliskowych w obrębie kateny „Wysoczyzna Morenowa”. Objaśnienia rycina 31

A case-study „Moraine Upland” on effects of nitrogen using 6 sites (W1-W6). Measured nitrogen for each site (A); the average indicator values N for each site (B); number of species requiring extremely conditions: oligotrophic N 1–3 (C), rich soils N 6–8 (D) for each site. Explanations of axis – Fig. 31, of types of soils Fig. – 33.

Zbiorowiska łąkowe i trawiaste dwóch katen („stoliwo kemowe” i „wysoczyzna morenowa”) są dobrymi indykatorami zawartości azotu w poziomie próchniczo-akumulacyjnym gleb i dotyczy to w przypadku „stoliwa kemowego” przede wszystkim dwóch miar – średniej ważonej wartości „N” oraz udziału liczby gatunków wymagających gleb zasobnych w azot (N 6–8) – ryc. 31, ryc. 34. Dotyczy to przede wszystkim łąk wilgotnych (związek *Calthion/Caricion fuscae*) i szuwarów wielkoturzycowych (*Magnocaricion*) położonych w obniżeniu kateny (ryc. 14). Zwiększona akumulacja tego biogenu może być związana ze spływem powierzchniowym materiału glebowego i roztworów geochemicznych, a następnie jego akumulacją w obniżeniu badanego terenu.

Na „wysoczyźnie morenowej” na zmiany azotu w poziomie próchniczo-akumulacyjnym gleb zareagowały – zróżnicowaniem udziału – gatunki – wskaźniki azotu (N 6–8) – ryc. 34. Najwyższą zawartość azotu w glebach i jednocześnie najwyższy udział gatunków azotolubnych zanotowano podobnie, jak w przypadku kateny „stoliwo kemowe”, w obniżeniu terenu, gdzie występują łąki wilgotne należące do związków *Molinion/Caricion fuscae* i *Filipendulion* (ryc. 34).

Natomiast zbiorowiska leśne w dolinie Czarnej Hańczy nie mogą być traktowane jako dobre wskaźniki zawartości azotu w glebach, bowiem, żaden rozkład uwzględnianych miar (udziały liczby gatunków o różnych wymaganiach w stosunku do zawartości azotu), a także średnie ważone liczby N dla powierzchni leśnych nie są zgodne ze zmiennością tego pierwiastka w glebie.

Także na żadnej z analizowanych katen nie znaleziono zgodności zmian odczynu gleby mierzonego laboratoryjnie z rozkładem uwzględnianych miar (udziały liczby gatunków o skrajnych wymaganiach w stosunku do odczynu gleby, a także wartości średniej ważonej R) i dotyczy to zarówno zbiorowisk łąkowych, trawiastych jak również lasów. Związane to być może z bardzo małymi różnicami pH gleby w poziomie próchniczo-akumulacyjnym w obrębie katen. I tak w obrębie „stoliwa kemowego” odczyn gleby waha się tylko o jedną jednostkę (pH 6,3–7,3), „wysoczyzny morenowej” ok. 1,5 jednostki (pH 5,5–6,9), a w dolinie Czarnej Hańczy ok. dwóch jednostek (pH 4,8–6,8). Wynik ten potwierdzają badania A.P. Schafersa i K.V. Sykory (2000), którzy wykazali, że przy pH>5 średnie ważone R nie zmieniają się istotnie. W takich wypadkach, zastosowanie średnich R zamiennie z wartościami pH może być niewłaściwe.

Przykładem zastosowania i przydatności metod z zakresu fitoindykacji geobotanicznej wzdłuż zmieniającej się topografii terenu, jest bardzo interesujący z punktu widzenia roślinności i podłoża Garb Pińczowski w rejonie Ponidzia (Roo-Zielińska 1988). Charakteryzuje się on znacznym nachyleniem stoków oraz wychodniami margli i piaskowców na powierzchnię, warunkującymi określony układ dzisiejszej potencjalnej roślinności naturalnej¹⁴. Południowo-zachodnie marglowe stoki zajęte są przez siedliska żyznych wysokopiennych dąbrów i muraw kserotermicznych, natomiast połoga wysoczyzna i północne stoki (w których podłożu występuje silnie wapienna zwietrzelina piaskowców) zajęte są przez siedliska potencjalnych świetlistych dąbrów, a w części południowej przez grąd ubogi, bór mieszany i bór sosnowy (Plit 1994).

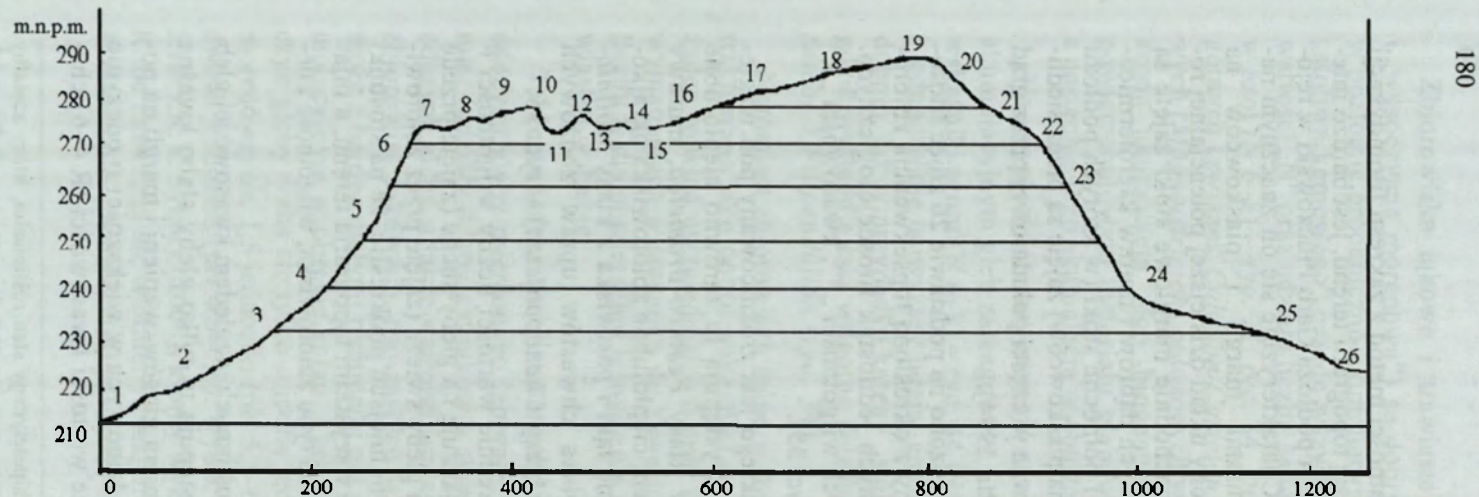
Analizę fitoindykacyjną przeprowadzono na podstawie 26 zdjęć fitosocjologicznych jednej wybranej kateny z określoną toposekwencją zbiorowisk roślinnych należących do różnych jednostek fitosocjologicznych. Obliczono wartości średnich ważonych wilgotności „F”, kwasowości „R” i zawartości azotu w podłożu „N” (ryc. 35).

Układ katenalny Garbu Pińczowskiego jest zróżnicowany pod względem typów zbiorowisk roślinnych. Występują tu zarówno ciepłolubne murawy o charakterze stepowym z klasy *Festuco-Brometea*, murawy piaszkowe z klasy *Sedo-Scleranthetetea*, ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe z klasy *Trifolio-Geranietea*, żyzne łąki i pastwiska z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, a także zbiorowiska chwastów upraw zbożowych (z klasy *Secalietea*) i okopowych (z klasy *Chenopodietea*) – ryc. 35.

Spośród czynników glebowych średnie wartości liczby wilgotności F wahają się w zakresie 2,4–5,6, co wskazuje na gleby suche (zajęte przede wszystkim przez murawy piaszkowe) i gleby świeże (zajęte przez zbiorowiska łąkowe i okrajkowe). Warto w tym miejscu podkreślić, że na stosunki wilgotnościowe ma tu wpływ przede wszystkim topografia terenu, a mianowicie w jego obniżeniu, niezależnie od typu zbiorowiska, wilgotność mierzona liczbą F jest wyższa (ryc. 35).

Amplituda wymagań zbiorowisk roślinnych względem kwasowości gleb (R 4,4–8,1), wskazuje na to, że występują tu tylko gleby słabo kwaśne i obojętne, co jest związane z zaleganiem gipsów, wapieni i margli na powierzchni, i kształtowaniem gleb rędzinowych w większości o odczynie zasadowym (Plit 1994). Nieco niższe wartości kwasowości (R 4–6) cha-

¹⁴ Potencjalna roślinność naturalna określa hipotetyczny stan roślinności, który zostałby osiągnięty, gdyby mogły się zrealizować tendencje rozwojowe aktualnie istniejących zbiorowisk roślinnych w przypadku całkowitego ustania działalności człowieka (Tüxen 1956).



Numer stanowiska	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
Liczba gatunków	35	47	49	52	65	40	66	39	30	56	69	63	97	71	70	68	37	35	11	65	31	60	77	65	50	30	
Charakterystyka fitosocjologiczna	CH	MA	FB	FB	FB	FB	FB	FB	FB	FB	FB	FB	FB	TG	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SE	TG	MA	FB	FB	CH	
Średnie wartości liczb Ellenberga	Wilgotność (F)	4,5	4,3	3,9	3,0	3,2	3,9	4,3	3,3	3,2	3,3	4,0	3,4	5,2	3,2	4,2	3,0	2,8	4,3	2,4	3,9	4,3	5,1	4,6	4,4	4,8	4,8
	Kwasowość (R)	7,7	7,7	7,2	8,1	7,3	7,0	7,4	7,0	7,9	6,4	7,7	7,1	6,8	7,1	6,6	6,1	4,6	5,9	4,4	6,8	7,8	7,0	5,1	7,3	7,2	5,8
	Azot (N)	5,2	5,0	4,5	2,6	2,7	4,0	3,4	3,0	2,5	3,3	3,9	3,0	4,0	3,1	4,1	2,2	2,2	4,2	1,3	3,2	5,3	6,3	5,7	4,0	5,2	7,4

Ryc. 35. Średnie wartości liczb wskaźnikowych zbiorowisk roślinnych w obrębie kateny Garbu Pińczowskiego. FB – ciepłolubne murawy o charakterze stepowym z klasy *Festuco-Brometea*; SS – murawy piaskowe z klasy *Sedo-Scleranthetea*; TG – ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe z klasy *Trifolio-Geranietea*; MA – żyzne łąki i pastwiska z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*; SE – zbiorowiska chwastów upraw zbożowych z klasy *Secalietea*; CH – zbiorowiska chwastów okopowych z klasy *Chenopodietea*

The average of indicator values of plant communities within the Garb Pińczowski catena. FB – xerothermic grasslands of *Festuco-Brometea* class; SS – sandy grasslands of *Sedo-Scleranthetea* class; TG – thermophilous forb fringes communities of *Trifolio-Geranietea* class; MA – fertile meadows and pastures of *Molinio-Arrhenatheretea* class; SE – communities of weeds of cereal crops of *Secalietea* class; CH – communities of weeds of root crops of *Chenopodietea* class

rakteryzują gleby zajęte przez młodniki sosnowe, z runem charakterystycznym dla muraw piaszkowych (ryc. 35).

Wymagania zbiorowisk roślinnych w stosunku do zawartości azotu w podłożu (liczba N) są dość zróżnicowane; wartości średniej ważonej liczby „N” wahają się od bardzo niskiej do umiarkowanie wysokiej (N 1,3–6,4) – ryc. 35. Na zdecydowanie niską zawartość azotu wskazują młodniki sosnowe z runem typowym dla muraw piaszkowych i niektóre murawy ciepłolubne. Względna zasobnością w azot charakteryzują się ciepłolubne zbiorowiska okrajkowe z klasy *Trifolio-Geraniea* oraz roślinność łąkowa z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Obecność zbiorowisk chwastów upraw zbożowych (z klasy *Secalietea*) i okopowych (z klasy *Chenopodietea*) wskazują na zasobne w azot siedliska co jest spowodowane nawożeniem NPK. Nie bez znaczenia jest tu rzeźba terenu, bowiem w niższych położeniach, zbiorowiska wskazują (niezależnie od ich przynależności syntaksonomicznej) na gleby nieco zasobniejsze w azot niż na wierzchowinie, co może być związane ze spływem powierzchniowym materiału glebowego i roztworów geochemicznych oraz z ich akumulacją w obniżeniach kateny (ryc. 35).

Fitoindykacyjna analiza zdjęć fitosocjologicznych opisujących zbiorowiska roślinne wzdłuż kateny Garbu Pińczowskiego pozwala stwierdzić, że na niewielkim obszarze zróżnicowanym pod względem nie tylko topografii, podłoża i gleb, ale także roślinności lokalne wymagania ekologiczno-siedliskowe zbiorowisk roślinnych wyrażone na podstawie wartości średnich ważonych „F”, „R” i „N” odzwierciedlają zróżnicowanie siedliskowe badanego układu. W przypadku zróżnicowania stopnia wilgotności podłoża i jego zasobności w azot znaczną rolę odgrywa ukształtowanie terenu, niezależnie od typu fitocenozy i dostarczaniem do pól uprawnych nawozów azotowych (ryc. 35).

KATENA – WĄWÓZ W MŁODZAWACH

Dobrym przykładem analizy zależności roślinności od lokalnych warunków środowiskowych jest sekwencja roślinności segetalnej – zbiorowisk chwastów upraw zbożowych i okopowych w jednym z wąwozów w okolicy Młodzaw regionu Niecki Nidziańskiej w okolicach Pińczowa W składzie florystycznym zbiorowisk segetalnych odbija się mikrozmierzanie lokalne i procesy je powodujące (Roo-Zielińska, Solon 1994).

Prawie płaskie dno wąwozu pokrywają gleby wytworzone na kolkach lessowych. W profilu glebowym obserwuje się ślady oglejenia, związane z powolnym, poziomym ruchem wód gruntowych, wpływających zarówno z lasu w części zachodniej, jak i ze stoków (Wicik 1966). Dno wąwozu jest w większości zajęte przez uprawy polne zbożowe i okopowe.

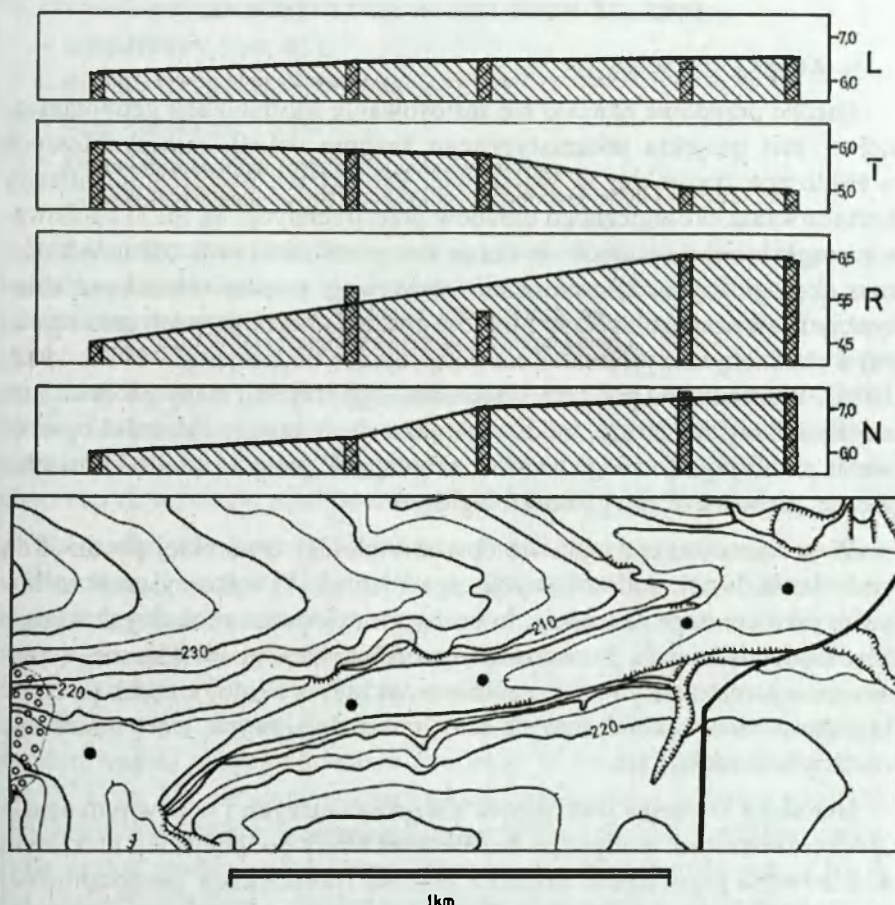
W obrębie upraw zbożowych przeważa pszenica, rzadziej występuje jęczmień. Można przyjąć, że poziom kultury rolnej i sposób uprawy jest w zasadzie identyczny na całej długości wąwozu. Dlatego też zróżnicowanie zbiorowisk chwastów upraw zbożowych jest efektem wpływu środowiska naturalnego. W części zachodniej, na stanowisku pod lasem, występuje zespół *Vicietum tetraspermae typicum*, trzy kolejne stanowiska zajmuje *Vicietum tetraspermae consolidetosum*, natomiast na ostatnim, najbardziej wschodnim stanowisku, występuje *Lamio-Veronicetum* (!) z udziałem gatunków związku *Caucalidion* (Roo-Zielińska, Solon 1994).

Na podstawie pięciu zdjęć fitosocjologicznych określono zróżnicowanie syntaksonomiczne zbiorowisk, które wskazuje na wzrost żyzności podłoża zgodnie z biegiem wąwozu. Jest to spowodowane akumulacją w dolnej jego części substancji dostarczanych zarówno z wodami gruntowymi, jak i dzięki spływowi powierzchniowemu.

Analiza średnich wartości wskaźników bioindykacyjnych wskazuje na to, że najniższe wymagania świetlne (wskaźnik „L”), tzn. największy udział gatunków znoszących cień lub półcień, są charakterystyczne dla powierzchni położonej w części zachodniej. Pozostałe płaty wykazują wymagania nieco większe, choć zbliżone. Na zróżnicowanie wymagań świetlnych zbiorowisk chwastów w obrębie wąwozu wpływa niewątpliwie obecność lasu, który zacienia w godzinach popołudniowych pewną partię terenu (ryc. 36).

Inaczej kształtuje się zróżnicowanie wymagań termicznych (wskaźnik „T”). Trzy pierwsze stanowiska charakteryzują się nieco większym udziałem gatunków preferujących wyższe temperatury i dłuższy okres wegetacyjny (ryc. 36). Jak się wydaje jest to związane z dobrym osłonięciem od wiatrów i specyficznym mikroklimatem centralnej części wąwozu (Paszyński 1966).

Przebiegi zmienności wartości wskaźnika kwasowości „R” i zawartości azotu „N” są w ogólnych zarysach zbliżone. Najniższe wartości są charakterystyczne dla powierzchni położonej w części zachodniej pod lasem, natomiast najwyższe – dla dwóch zdjęć w części wschodniej (ryc. 36). Wyda się, że takie zróżnicowanie wynika z jednej strony z dostawy stosunkowo kwaśnego i ubogiego w azot materiału z powierzchni leśnej, a z drugiej – świadczy o wymywaniu z części środkowej i akumulacji substancji w dolnym odcinku wąwozu. Dotyczy to szczególnie azotu, który jest dostarczany (w postaci nawozów azotowych) w prawie takich samych dawkach na wszystkie pola.



Ryc. 36. Wartości średnich liczb wskaźnikowych zbiorowisk chwastów w wąwozie młodzawskim (źródło: Roo-Zielińska, Solon 1994). Wymagania względem: L – intensywności światła; T – temperatury; R – odczynu gleby; N – zawartości azotu w glebie

Averages indicator values for communities of weeds in Młodzawy Ravine (according to Roo-Zielińska, Solon 1994). Requirements in relation to: L – light intensity, T – temperature, R – soil reaction, N – nitrogen content in the soil

Jak wynika z przeprowadzonej analizy układów katenalnych, zastosowanie i przydatność ekologicznych grup gatunków (często o skrajnych wymaganiach ekologicznych) do diagnozy i oceny mikro zróżnicowania lokalnego analizowanych właściwości gleb wydaje się niekwestionowana (kateny Wigierskiego Parku Narodowego). Choć wobec ostro zarysowanych gradientów środowiskowych dobrą miarą mogą być również inne ujęcia fitoindykacyjne jak na przykład miary średniej ważonej w obrębie kateny Garbu Pińczowskiego (Roo-Zielińska 1988), czy wąwozu młodzawskiego (Roo-Zielińska, Solon 1994).

BIAŁOŁĘKA DWORSKA

Bardzo przydatne okazało się zastosowanie fitoindykacji geobotanicznej w idei projektu urbanistycznego zespołu osiedli mieszkaniowych w Białoleńce Dworskiej w Warszawie. Projekt ten uwzględniał metody kształtowania ekologicznego układów przestrzennych. Są to: 1) zachowanie ciągłości ekosystemów w czasie i w przestrzeni oraz różnorodności nisz ekologicznych, 2) zachowanie równowagi między warunkami abiotycznymi (w szczególności tymi, które powstają po zainwestowaniu obszaru) a tworzonymi systemami ekologicznymi (Andrzejewski 1980, 1982, 1985). Wykonane na potrzeby wspomnianego projektu mapy geobotaniczne (Roo-Zielińska 1982), traktowano jako równorzędne składniki opracowania ekofizjograficznego na które składają się ponadto studia klimatologiczne, gleboznawcze i geomorfologiczne.

W prezentowanej rozprawie obszar Białoleńki Dworskiej posłużył do omówienia dwóch podstawowych zagadnień: 1) wykorzystania roślinności jako cennego narzędzia do oceny zróżnicowania lokalnych warunków środowiskowych, 2) zastosowania fitoindykacji geobotanicznej w planowaniu przestrzennym, szczególnie dotyczącym ekologicznych podstaw kształtowania nowo budowanych osiedli mieszkaniowych, które omówione zostaną w rozdziale 10.

Białoleńka Dworska jest jednym z najważniejszych i w pewnym sensie „podręcznikowym” poligonem badawczym strefy podmiejskiej, na którym analizowano przydatność metod z zakresu fitoindykacji geobotanicznej jako narzędzia do różnego typu diagnoz siedliskowych. Wszelkie badania na tym niewielkim (4 km^2), zróżnicowanym pod względem komponentów środowiska (roślinności, gleb i podłoża) obszarze były prowadzone powierzchniowo. We wszystkich, wydzielonych 580 fizjonomicznie jednorodnych podstawowych jednostkach geobotaniczno-przestrzennych wykonano (poza ogródkami przydomowymi) zdjęcia fitosocjologiczne. Ten bogaty materiał interpretacyjny dał podstawy aby uzyskane wyniki przedstawić w postaci serii dziewięciu map w skali 1: 10 000:

- zróżnicowania potencjalnej roślinności naturalnej (ryc. 37),
- zróżnicowania roślinności rzeczywistej uwzględniającego,
- strukturę fitosocjologiczną (ryc. 38),
- strukturę ekologiczną (ryc. 39),
- strukturę geograficzną (ryc. 40),

Zróźnicowania wymagań zbiorowisk roślinnych względem:

- temperatury (ryc. 41),
- stopnia kontynentalizmu (ryc. 42),
- wilgotności gleb (ryc. 43),
- kwasowości gleb (ryc. 45),
- zawartości azotu w glebach (ryc. 46).

Na obszarze Białoleki Dworskiej dominują siedliska boru mieszanego i grądu, a siedliska boru sosnowego, łągu olszowo-jesionowego, olsu i świetlistej dąbrowy zajmują znacznie mniejsze powierzchnie. Taki zestaw i powierzchnie poszczególnych kategorii siedlisk są typowe dla strefy podmiejskiej Warszawy (por. Matuszkiewicz J.M. 1981; Matuszkiewicz W. 1966). Istotne różnice między geobotanicznie określonym typem siedliska a realizującą się w ramach tego typu roślinnością rzeczywistą są także charakterystyczne dla stref podmiejskich (ryc. 37 i 38).

Na podstawie kryteriów strukturalno-florystycznych, występujące w Białolece Dworskiej płaty roślinne zakwalifikowano do 14 klas fitosocjologicznych co wskazuje na wyraźne zróźnicowanie roślinności rzeczywistej (ryc. 38). Porównanie struktury przestrzennej roślinności potencjalnej ze strukturą fitosocjologiczną roślinności rzeczywistej wskazuje na ogromny wpływ czynników antropogenicznych (zwłaszcza sposobów gospodarowania) na kształtowanie fitocenoz w strefie podmiejskiej (por. ryc. 37 i ryc. 38). Stosunkowo największe powierzchnie, głównie na siedliskach grądów i borów mieszanych zajmują zbiorowiska segetalne: chwastów upraw okopowych (z klasy *Chenopodietea*) i zbożowych (z klasy *Secalietea*) związane z ekstensywną gospodarką rolną. Duże powierzchnie zajmują także zbiorowiska acidofilnych wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych z klasy *Nardo-Callunetea* i muraw piaskowych z klasy *Sedo-Scleranthetea* oraz seminaturalne i antropogeniczne ubogie zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe. Są one pod względem strukturalno-prze-strzennym szczególnie silnie zróźnicowane, co wynika w głównej mierze z różnego poziomu ich antropizacji. Należy podkreślić, że lokalnie występujące nietrwałe kserotermiczne zbiorowiska murawowe, w których dominują gatunki z klasy *Festuco-Brometea* oraz pionierskie murawy na wydmach mają charakter wtórny i powstały jako efekt lokalnych zniekształceń roślinności trawiastej często na skutek lokalnego nawapnienia gleb (*Festuco-Brometea*) czy też – odsłonięcia powierzchni wydmy (*Corynophoretea*). Zbiorowiska żyznych łąk i pastwisk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* zajmują niewielkie obszary sąsiadujące z wyschniętym obecnie ciekim (ryc. 38).

Ryc. 37. Zróźnicowanie dzisiejszej potencjalnej roślinności naturalnej na obszarze Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Differentiation of potential natural vegetation of Białoleka Dworska case-study (according to: Roo-Zielińska 1982)

1 – subkontynentalny bór sosnowy świeży – subcontinental fresh pine forest (*Peucedano-Pinetum*); 2 – bór mieszany sosnowo-dębowy – mixed pine-oak forest (*Pino-Quercetum*); 3 – grąd – lime-oak-hornbeam forest *Tilio-Carpinetum* (seria żyzna – rich variant); 4 – grąd – lime-oak-hornbeam forest *Tilio-Carpinetum* (seria uboga – poor variant); 5 – łęg olszowo-jesionowy – ash-alder forest (*Circaeo-Alnetum*); 6 – ols – alder fen forest (*Carici elongatae-Alnetum*)

Ryc. 38. Zróźnicowanie fitosocjo-logiczne roślinności rzeczywistej obszaru Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

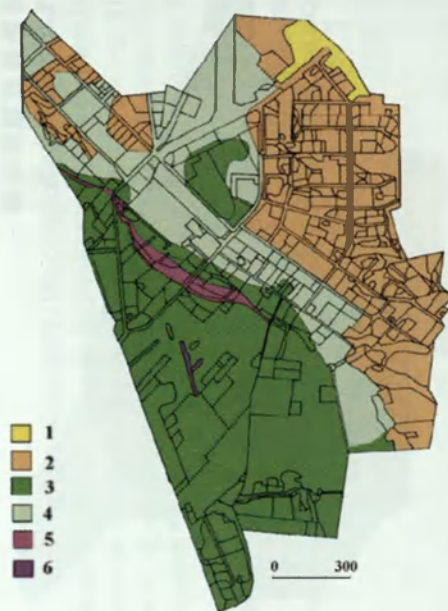
Phytosociological differentiation of real vegetation of Białoleka Dworska case-study (according to Roo-Zielińska 1982)

Zbiorowiska / plant communities: 1 – porębowe / cut-clearing communities (*Epilobietea*); 2 – miejsc wydeptywanych / communities of heavily trampled areas (*Plantaginetea*); 3 – wysokich bylin / various ruderal vegetation (*Artemisietea*); 4 – chwastów upraw okopowych / communities of weeds root cultivations (*Chenopodietea*); 5 – chwastów upraw zbożowych / communities of weeds corn cultivations (*Secalietea*); 6 – żyznych łąk i pastwisk / rich meadows and pastures (*Molinio-Arrhenatheretea*); 7 – wodne i bagienne / swamp and water (*Phragmitetea*); 8 – pionierskie murawy wydmore / pioneer dune grasslands (*Corynephoretea*); 9 – murawy piaszkowe / psammophilous grasslands (*Sedo-Scleranthetea*); 10 – acidofilne wrzosowiska / dwarf-shrub heaths (*Nardo-Callunetea*); 11 – murawy stepowe / thermophilous grasslands (*Festuco-Brometea*); 12 – mezo- i eutroficzne lasy liściaste / meso- and eutrophic broad-leaved forest (*Quercu-Fagetea*); 13 – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads

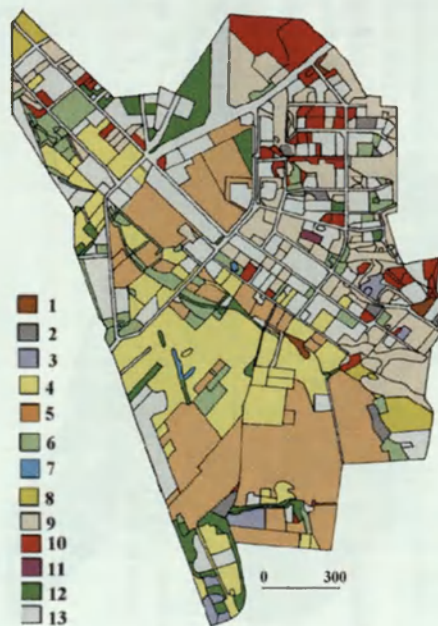
Ryc. 39. Zróźnicowanie ekologiczne roślinności rzeczywistej obszaru Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Ecological differentiation of real vegetation of Białoleka Dworska case-study (according to Roo-Zielińska 1982)

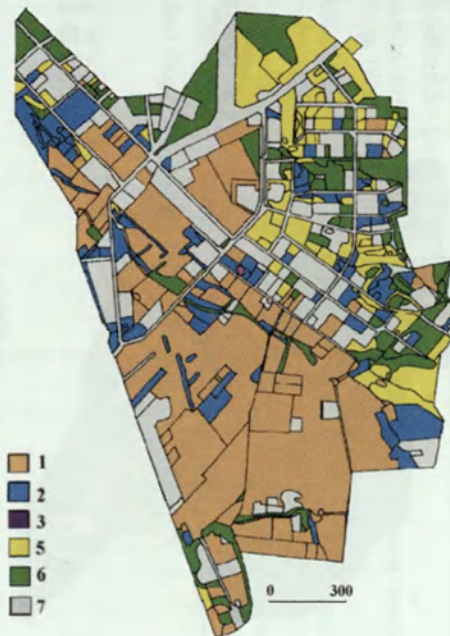
Zbiorowiska roślinne z dominacją gatunków o charakterze / plant communities with species domination with character: 1 – antropofitycznym / anthropophitic; 2 – łąkowym meadow; 3 – błotnym / swampy; 4 – piaszkowym / sandy; 5 – leśnym / forestry; 6 – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads



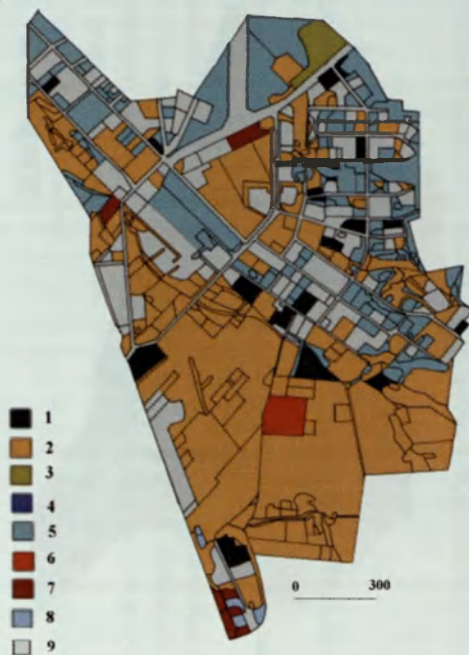
Rycina 37



Rycina 38



Rycina 39



Rycina 40



Rycina 41



Rycina 42

Ryc. 40. Zróżnicowanie fitogeograficzne roślinności rzeczywistej obszaru Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Phytogeographical differentiation of real vegetation of Białoleka Dworska case-study (according to Roo-Zielińska 1982)

Zbiorowiska roślinne z dominacją gatunków o zasięgu / plant communities with species domination with range: 1 – kosmopolitycznym / cosmopolitan; 2 – euroazjatyckim / euroasiatic; 3 – europejskim / european; 4 – środkowoeuropejskim / centraleuropean; 5 – zachodnioeuropejskim / westernteuropean; 6 – śródziemnomorskim / mediterranean; 7 – północnoeuropejskim / northerneuropean; 8 – borealnym / northern; 9 – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads

Ryc. 41. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika temperatury „T” na obszarze Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Spatial differentiation of vegetation as a indicator of temperature „T” – Białoleka Dworska case – study (according to: Roo-Zielińska 1982)

Zbiorowiska roślinne z dominacją gatunków o optimum występowania w strefach / plant communities with domination of species in zones: 1 – górskiej i subalpejskiej / mountain and subalpine zone (T 3–4); 2 – górskiej i podgórskiej Europy środkowej / mountain and submountain of central Europe (T 4–5); 3 – podgórskiej Europy środkowej / submountain of central Europe (T 5–6); 4 – południowej części Europy środkowej / southern part of central Europe (T 6–7); 5 – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads

Ryc. 42. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika stopnia kontynentalizmu „K” na obszarze Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Spatial differentiation of vegetation as a indicator of continentality degree „K” – Białoleka Dworska case – study (according to Roo-Zielińska 1982)

Zbiorowiska roślinne z dominacją gatunków o charakterze / plant communities with domination of species with character: 1 – oceanicznym / oceanic (K 2–3); 2 – suboceanicznym / suboceanic (K 3–4); 3 – przejściowym / between suboceanic and subcontinental (K 5–6); 4 – subkontynentalnym / subcontinental (K 6–7); 5 – kontynentalnym / continental (K 7–8); 6 – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads

Grupy gatunków należące do różnych syntaksonów fitosocjologicznych zawierają także bogatą treść ekologiczną i pozwalają zaprezentować sumaryczny obraz przynależności ekologiczno-siedliskowej wyróżnionych podstawowych jednostek geobotaniczno-przestrzennych. Fitocenozy o przewadze gatunków pochodzenia leśnego oraz murawy, w których dominują gatunki psammofilne pokrywają niemal połowę badanego terenu. Stosunkowo znaczne powierzchnie zajmują płaty roślinne z dominacją gatunków ruderalnych i segetalnych. Natomiast udział gatunków stepowych w strukturze ekologiczno-przestrzennej jest raczej niewielki, a zupełnie sporadycznie spotyka się roślinność, w której przeważają gatunki błotne i wodne. Można zatem stwierdzić, że ta tak bardzo zróżnicowana obecnie roślinność powstała z substratu leśno-psammofilnego przy dużym udziale antropofitów jako wyraz specyficznej selekcji ekologicznej, w której dominującą rolę spełniała gospodarka człowieka (ryc. 39).

Analiza fitogeograficzna flory jest jedną z ważniejszych metod pozwalających wnioskować o kierunkach zmian jakie w środowisku powoduje działalność człowieka. Okazało się, że gatunki należące do różnych elementów fitogeograficznych nie występują przypadkowo, lecz tworzą wyraźne, przestrzenne ugrupowania z dominacją różnych elementów. W północnej, północno-wschodniej i wschodniej części badanego terenu, dominują układy z przewagą gatunków borealnych. Stosunkowo duże części terenu zajmują układy z przewagą gatunków euroazjatyckich. Koncentrują się one głównie w środkowej, północno-wschodniej i zachodniej części terenu. W centrum obszaru znajduje się kilka płatów z przewagą gatunków kosmopolitycznych, tam też występują płaty zdominowane przez gatunki o pierwotnie submedyterańskim typie zasięgu, natomiast, co jest zastanawiające, zupełnie sporadycznie spotyka się płaty z przewagą gatunków europejskich (głównie w lasach brzoźowych) oraz – co jest zrozumiałe – układy z niewielką przewagą gatunków o zasięgu północno-amerykańskim (ryc. 40).

Fitoindykacja warunków klimatycznych, a raczej cech topoklimatu, dotyczyła na badanym terenie przede wszystkim diagnozy i oceny warunków termicznych „T” i stopnia kontynentalizmu „K” (ryc. 41, 42).

Specyficzna dla obszaru Białoleki, oparta na podstawach fitoindykacyjnych, zmienność cech klimatu, takich jak temperatura (ryc. 41) i stopień kontynentalizmu (ryc. 42) potwierdzone zostały przez charakterystykę klimatu lokalnego czyli mikroprocesy zachodzące w przyziemnej warstwie powietrza pod wpływem lokalnych cech środowiska takich jak: rzeźba, rodzaj powierzchni czynnej, ekspozycja terenu itp. (Stopa-Boryczka i in. 1982). Warunki klimatyczne Białoleki Dworskiej kształtują się na tle Kotliny Warszawskiej, jednak są modyfikowane przez takie czynniki lokalne,

jak rodzaj podłoża, rzeźba terenu czy szata roślinna. Na podkreślenie zasługuje fakt, że ten fragment Kotliny Warszawskiej wyróżnia się jako cieplejszy, bardziej suchy, z wyraźnie mniejszą niż sąsiednie tereny wysokością opadów. Na podstawie danych ze stacji meteorologicznej założonej w Białoleśce Dworskiej ujawniły się specyficzne cechy klimatu lokalnego Białoleśki w porównaniu z sąsiednim Legionowem i Bielaniem. Zaliczyć do nich należy większą w Białoleśce Dworskiej zmienność temperatury powietrza w ciągu doby oraz zwiększoną zawartość pary wodnej w powietrzu, oraz mniejsze prędkości wiatru powodowane przez położenie terenu w obniżeniu między dwoma ciągami wydmowymi, otaczającymi go od strony północno-wschodniej i południowo-zachodniej. Istotne znaczenie mają też piaszczyste gleby oraz zacisżność terenu spowodowana zalesieniem zboczy.

Jak pisze M. Stopa-Boryczka i in. (1982) wymienione cechy termiczno-wilgotnościowe różnią niewątpliwie Białolekę od sąsiednich terenów. Na to zjawisko wyraźnie odpowiadały zbiorowiska roślinne, a ściślej ich skład gatunkowy, mające swe optima termiczne w podgórskich obszarach Europy Środkowej, co w tym wypadku świadczy o tym, że roślinność jest wskaźnikiem, nie tylko warunków makroklimatycznych, ale objaśniać też może cechy klimatu lokalnego (ryc. 41–42).

Fitoindykacja warunków siedliskowo-edaficznych dotyczyła oceny wilgotności podłoża, jego kwasowości i zawartości przyswajalnego azotu (ryc. 43, ryc. 45–46). Znaczne zróżnicowanie roślinności rzeczywistej (14 podstawowych typów zbiorowisk roślinnych) jest konsekwencją zmienności warunków siedliskowych.

Należy w tym miejscu podkreślić dużą zgodność zmienności przestrzennej głębokości zwierciadła wód gruntowych analizowanej przy zastosowaniu piezometrów (Jaroszewski 1982) – ryc. 44, a oceną wilgotności podłoża na podstawach fitoindykacyjnych (ryc. 43). Porównanie dwóch map (ryc. 43 i ryc. 44) pozwala wyróżnić część wydmową „suchszą”, północno-wschodnią i wschodnią obszar, gdzie wartości liczby wilgotności „F” wahają się w granicach 2–4, a zwierciadło wód gruntowych występuje na głębokości 3–4 m (w części najbardziej wschodniej nawet poniżej 5 m) oraz część wilgotniejszą zdominowaną przez gleby umiarkowanie wilgotne (liczba F 4–6), gdzie głębokość zwierciadła wody gruntowej sięga 3 m. Trzeba zwrócić też uwagę na siedliska wilgotne w obniżeniach terenu (dolinki i zagłębienia), występujące głównie wzdłuż niegdyś istniejącego cieków wodnego, gdzie liczba wilgotności osiąga wartość F8, a zwierciadło wody gruntowej znajduje się stosunkowo wysoko (do 2 m).

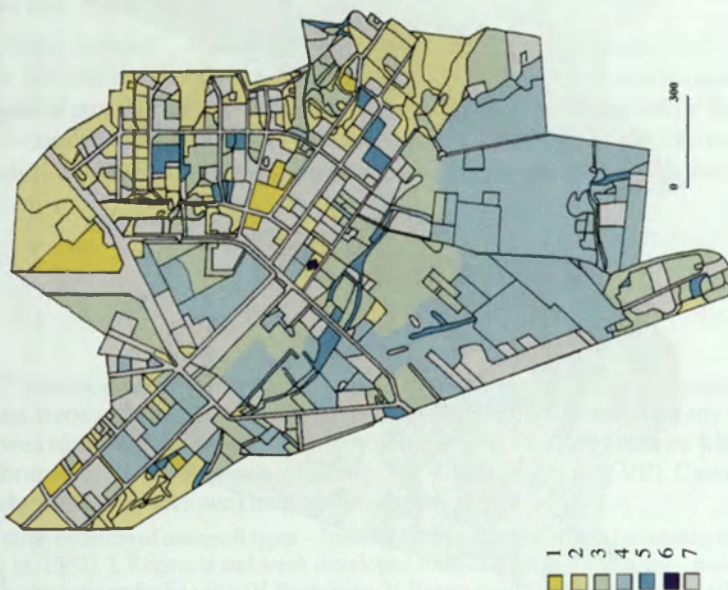
Ryc. 43. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika wilgotności gleby „F” na obszarze Białoleśka Dworskiego (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Spatial differentiation of vegetation as a indicator of soil moisture „F” – Białoleśka Dworska case – study (according to Roo-Zielińska 1982)

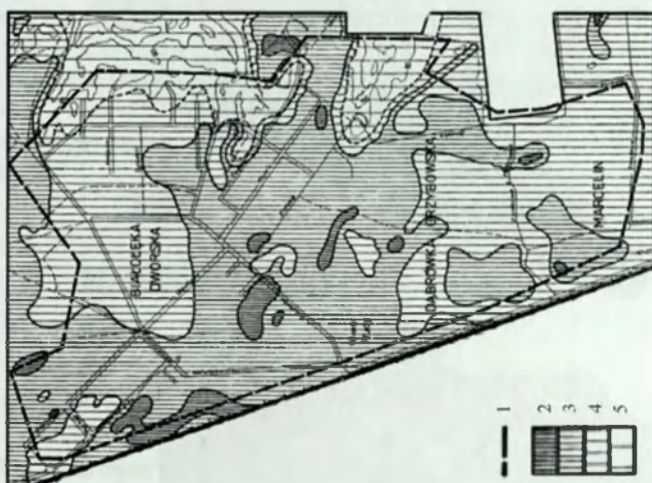
Zbiorowiska roślinne – wskaźniki gleb / plant communities indicators of the soil: 1 – suchych / dry (F 2–3); 2 – suchych / dry (F 3–4); 3 – świeżych / fresh (F 4–5); 4 – świeżych / fresh (F 5–6); 5 – wilgotnych / moist (F 6–7); 6 – wilgotnych / moist (F 7–8); 7 – ogródki przydomowe i drogi / garden plots and roads

Ryc. 44. Mapa głębokości zwierciadła wód gruntowych w rejonie zespołów osiedli w Białoleśku Dworskiej. (źródło: Zaremba 1976; za Jaroszewskim 1982). 1. Granica terenu. Zwierciadło wody na głębokości: 2 – 1–2 m; 3 – 2–3 m; 4 – 3–4 m; 5 – głębiej niż 4 m.

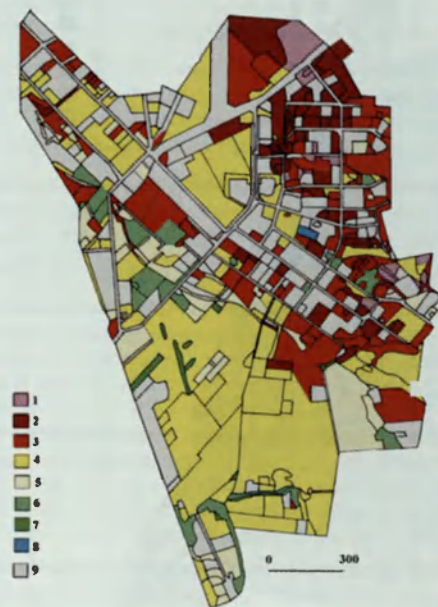
The map of ground water level in Białoleśka Dworska case-study (according to Zaremba 1976; after Jaroszewski 1982). 1. The limit of the study area. Ground water level: 2 – 1–2 m; 3 – 2–3 m; 4 – 3–4 m; 5 – below 4 m.



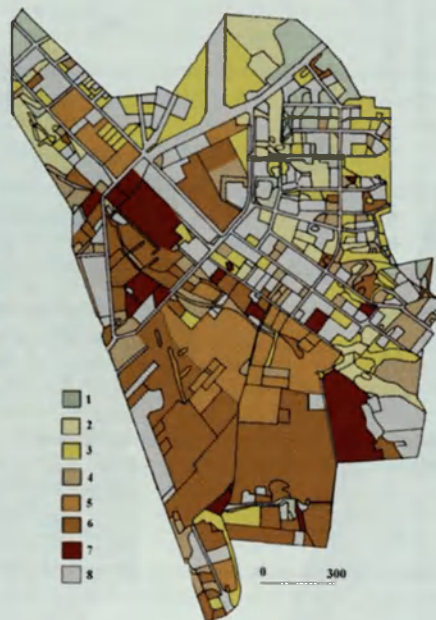
Rycina 43



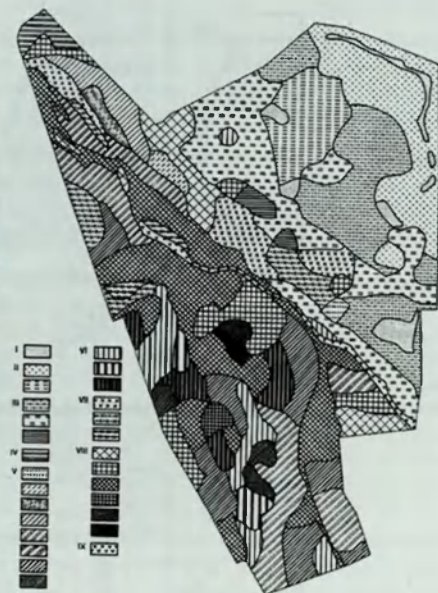
Rycina 44



Rycina 45



Rycina 46



Rycina 47

Ryc. 45. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika kwasowości gleb „R” na obszarze Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Spatial differentiation of vegetation as a indicator of soil acidity „R” – Białoleka Dworska case – study (according to Roo-Zielińska 1982)

Zbiorowiska roślinne – wskaźniki gleb / plant communities as indicators of the soils: 1 – bardzo kwaśnych / extremely acid (R 1–2); 2 – kwaśnych / acid (R 2–3); 3 – umiarkowanie kwaśnych / moderately acid (R 3–4); 4 – słabo kwaśnych / weakly acid (R 4–5); 5 – słabo kwaśnych / weakly acid (R 5–6); 6 – słabo kwaśnych i słabo zasadowych / weakly acid and weakly basic (R 6–7); 7 – słabo kwaśnych i słabo zasadowych / weakly acid and weakly basic (R 7–8); 8 – zasadowych / basic (R 8–9); – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads

Ryc. 46. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika zawartości azotu w glebie „N” na obszarze Białoleka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Spatial differentiation of vegetation as an indicator of nitrogen content in the soil „N” – Białoleka Dworska case – study (according to Roo-Zielińska 1982)

Zbiorowiska roślinne – wskaźniki gleb / plant communities as indicators of the soils: 1 – skrajnie ubogich w mineralne związki azotowe / extremely poor in mineral nitrogen (N 1–2); 2 – ubogich / poor (N 2–3); 3 – umiarkowanie zasobnych / moderately rich (N 3–4); 4 – (N 4–5); 5 – zasobnych / rich (N 5–6); 6 – zasobnych / rich (N 6–7); 7 – bardzo zasobnych / extremely rich (N 7–8); 8 – ogródki przydomowe i drogi / garden-plots and roads

Ryc. 47. Zróżnicowanie przestrzenne typów gleb na obszarze Białoleka Dworska (źródło: Konecka-Betley i in. 1982). I. Gleby inicjalne i słabo wykształcone; II. Gleby bielcowe właściwe i rdzawe bielcowane; III. Gleby pobielcowe; IV. Gleby rdzawe właściwe; V. Gleby brunatne; VI. Gleby płowe właściwe; VII. Gleby poglejowe; VIII. Czarne ziemie; IX. Gleby murszowo-torfowe i murszowo-mineralne.

Spatial differentiation of main soil types – Białoleka Dworska case – study (according to Konecka-Betley i in. 1982). I. Regosols and weak developed soils; II. Podsolich and rusty – podsolich soils; III. Anthropogenic podzolic soils; IV. Rusty soils; V. Brown soils; VI. Lavisols; VII. Anthropogenic gley soils; VIII. Black turf soils; IX. Muck-peat and muck-mineral soils

Zróznicowanie przestrzenne kwasowości „R” i zawartości azotu w glebach „N” wynikające z podstaw fitoindykacji (ryc. 45 i ryc. 46) znajduje potwierdzenie w zmienności przestrzennej typów gleb (ryc. 47), a także ich wybranych właściwości chemicznych (Konecka-Betley i in. 1982). W części północno-wschodniej występują gleby bielcowe, są to siedliska potencjalnych borów i borów mieszanych (ryc. 37), na których występują takie zbiorowiska roślinne jak m.in. pionierskie murawy wydmore, murawy piaszkowe, oraz acidofilne wrzosowiska (ryc. 38). Jak wynika z badań K. Koneckiej-Betley i in (1982) gleby te charakteryzują się odczynem silnie kwaśnym i jest to również wyrażone na podstawie analizy fitoindykacyjnej, gdzie wartość liczby reakcji (kwasowości) waha się w tej części w granicach R 1–2 (ryc. 45). Jest to jednocześnie obszar o niskiej zawartości przyswajalnego azotu (ryc. 46), co jest typowe dla gleb bielcowych (ryc. 47). W zachodniej części, gdzie dominują czarne ziemie (ryc. 47) na siedliskach potencjalnych grądów (ryc. 37), zajętych głównie przez uprawy polne i okopowe (ryc. 38 i 39) – wymagania ekologiczne zbiorowisk roślinnych opisanych zakresem liczby azotu są wyższe (N 5–6). Jedynie niewielkie fragmenty charakteryzują się bardzo wysoką zawartością tego biogenu, co związane jest z silnym nawożeniem pól uprawnych (ryc. 46).

Szczegółowa analiza zebranego materiału pozwoliła wyróżnić dwie odmienne jednostki siedliskowo-ekologiczne. Pierwsza, w części północnej i północno-wschodniej, łączy potencjalne siedliska borów mieszanych i typowych, druga zaś, w części północno-zachodniej, środkowej i zachodniej, siedliska grądów serii ubogiej oraz łęgów olszowo-jesionowych (ryc. 37). Na siedliskach potencjalnych borów mieszanych występują murawy napiaskowe, wrzosowiska oraz murawy bliźniczkowe (ryc. 38). Struktura ekologiczna tej jednostki wskazuje na dominację gatunków leśnych i bardzo niski udział antropofitów (ryc. 39).

Badania fitoindykacyjne wykazały, że w tej części dominują gatunki o optimum występowania w obszarach umiarkowanie ciepłych, a jednocześnie charakterystyczne dla klimatu suboceanicznego, występujące na glebach bielcowych silnie kwaśnych, o niskiej wilgotności i niewielkiej zawartości azotu w podłożu (ryc. 41–47).

Druga jednostka występująca na siedliskach potencjalnych grądów charakteryzuje się przewagą zbiorowisk polnych o wysokim udziale gatunków synantropijnych (ryc. 37–38). Zróznicowanie ekologiczne wskazuje na przewagę gatunków antropofitycznych, tzn. związanych z uprawami rolnymi, w mniejszym stopniu łąkowych (ryc. 39), struktura fitogeograficzna – na przewagę gatunków o europejskim i euroazjatyckim typie zasięgu (ryc. 40). Przeważa roślinność wymagająca gleb słabo kwaśnych, umiarkowanie wilgotnych oraz bardzo zasobnych w azot (ryc. 43–47).

Dla obszaru Białoleki Dworskiej podsumowaniem i syntezą dotychczas omówionych wyników jest mapa waloryzacji geobotanicznej terenu, która może być bardzo przydatna przy konstrukcji planów zagospodarowania przestrzennego strefy podmiejskiej (por. rozdz. 10).

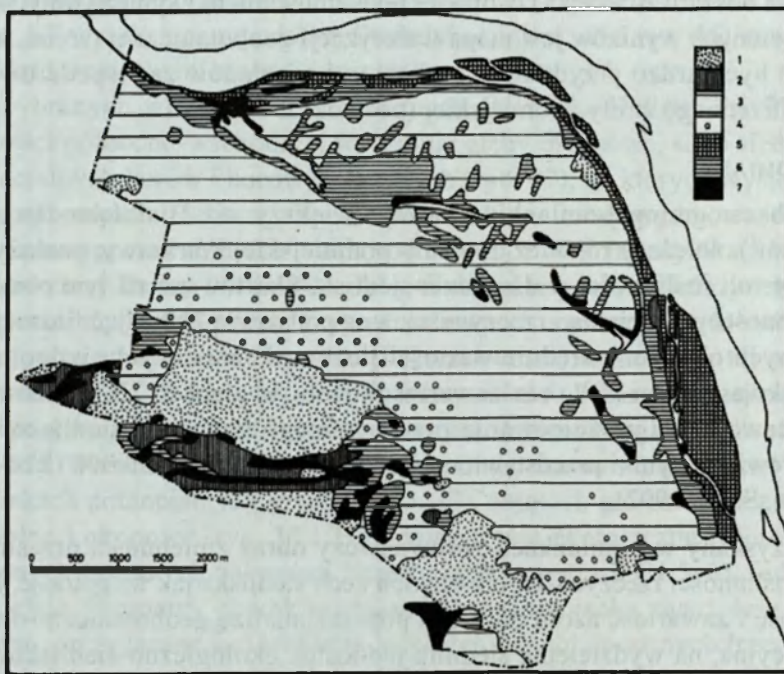
ŁOMIANKI

Obszar gminy Łomianki, znacznie większy niż Białoleka Dworska (38 km²), należący również do strefy podmiejskiej Warszawy, posłużył do oceny roli roślinności w diagnozie siedlisk. Skartowano na tym obszarze roślinności potencjalną i rzeczywistą, a na podstawie 200 zdjęć fitosocjologicznych obliczono średnie wartości liczb wskaźnikowych: wilgotności „F”, kwasowości „R” oraz zawartości azotu w glebach „N” stanowiące podstawę opisu zróżnicowania przestrzennego wymagań siedliskowych zbiorowisk. Wyniki przedstawiono na mapach w skali 1 : 50 000 (Roo-Zielińska, Solon 1992).

Uzyskany w Łomiankach porównawczy obraz zmienności przestrzennej roślinności rzeczywistej oraz takich cech siedliska jak wilgotność, kwasowość i zawartość azotu pozwolił poprzez analizę geobotaniczno-fitoindykacyjną, na wydzielenie siedmiu jednostek ekologiczno-siedliskowych (ryc. 48):

- bory sosnowe i mieszane na glebach suchych, kwaśnych z niską i umiarkowaną zawartością azotu,
- grądy na glebach świeżych, słabo kwaśnych o umiarkowanej zawartości azotu,
- pola upraw okopowych i zbożowych na glebach świeżych, różniące się kwasowością i zasobnością w azot. Pierwszy przeważający powierzchniowo kompleks występuje na glebach słabo kwaśnych o bardzo wysokiej i wysokiej zawartości azotu. Drugi, sąsiadujący ze zbiorowiskami leśnymi związany jest z podłożem kwaśnym o umiarkowanej zawartości azotu,
- łągi topolowo-wierzbowe w różnych fazach rozwojowych na glebach wilgotnych, słabo kwaśnych i obojętnych z bardzo wysoką zawartością azotu,
- półnaturalne i antropogeniczne zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe na glebach świeżych, rzadziej wilgotnych, słabo kwaśnych i obojętnych o wysokiej zawartości azotu,
- olsy i zbiorowiska szuwarowe na glebach mokrych.

Na tym niemal 10-krotnie większym obszarze dysponowano trzykrotnie mniejszą niż w Białolece Dworskiej liczbą zdjęć fitosocjologicznych, toteż skala opracowywanych map była znacznie mniej szczegółowa. Konieczna



Ryc. 48. Mapa kompleksów zbiorowisk roślinnych różniących się wymaganiami siedliskowymi (źródło: Roo-Zielińska, Solon 1993)

The map of plant communities complexes differed in ecological requirements (according to Roo-Zielińska, Solon 1993)

była zatem interpretacja mapy roślinności rzeczywistej do wyznaczenia zasięgów wydzielen i ekstrapolacja wartości średnich liczb wskaźnikowych na pozostałe płyty nie opisane na podstawie zdjęć fitosocjologicznych.

Mapy fitoindykacyjne wybranych elementów siedliska Białoleki (ryc. 41–47) i Łomianek (Roo-Zielińska, Solon 1992) oraz syntetyczna mapa kompleksów roślinnych różniących się wymaganiami siedliskowymi – opracowana tylko dla Łomianek (ryc. 48) stanowić mogą płaszczyzny odniesienia przy prognozowaniu kierunków przekształceń szaty roślinnej i siedlisk pod wpływem różnych form antropopresji, a wraz z mapami roślinności rzeczywistej i potencjalnej oraz innymi mapami pochodnymi przyczyniają się do lepszego rozpoznania istoty strefy podmiejskiej.

PIŃCZÓW

Wybór rejonu Pińczowa jako obszaru modelowego do przetestowania szaty roślinnej jako indykatora zmian środowiska przyrodniczego nie jest przypadkowy. Ten stosunkowo niewielki obszar (92 km²) charakteryzuje się ogromnym zróżnicowaniem warunków fizycznogeograficznych. Poza przeważającymi oddziaływaniami gospodarki rolnej i leśnej istotne znaczenie ma wpływ odkrywkowych kopalń surowców budowlanych, przemysłu rolno-spożywczego, jak też intensywnie rozwijającego się miasta. Na badanym obszarze wyróżniono 14 typów potencjalnej roślinności naturalnej: ols (*Ribo nigri-Alnetum*), łęg wierzbowo-topolowy (*Salici-Populetum*), łęg olszowo-jesionowy (*Circae-Alnetum*), łęg wiązowo-jesionowy (*Ficario-Ulmetum*), grąd (*Tilio-Carpinetum*) w serii żyznej i ubogiej, dąbrowę świetlistą (*Potentillo albae-Quercetum*), dąbrowę wysokopienną, bór mieszany (*Quercus-Pinetum*), bór suchy (*Cladonio-Pinetum*), bór świeży (*Leucobryo-Pinetum*), bór bagienny (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*), torfowisko wysokie (*Oxyccoco-Sphagnetum*) oraz murawy kserotermiczne (*Festucetalia valesiaceae*) – Plit, Solon 1994. To zróżnicowanie roślinności potencjalnej spowodowało wielką różnorodność jednostek roślinności rzeczywistej. Łącznie wyróżniono 87 podstawowych jednostek typologicznych obejmujących 52 dobrze scharakteryzowane zespoły należące do 16 klas fitosocjologicznych (Solon 1994). Mapa roślinności rzeczywistej została wykonana w skali 1: 25 000.

Wartości średnich ważonych „liczb ekologicznych”: wilgotności „F”, kwasowości „R” oraz zawartości azotu w podłożu „N” dla konkretnych płatów obliczone na podstawie pełnej listy gatunków roślin naczyniowych wraz z ich pokryciem (por. rozdz. 8) stanowiły wraz z podkładem mapy roślinności rzeczywistej podstawę do sporządzenia map obrazujących przestrzenne zróżnicowanie wymagań siedliskowych wyróżnionych fitocenoz, które potraktowano jako mapy zróżnicowania siedliskowego okolic Pińczowa w skali 1: 25 000 (Roo-Zielińska 1994).

Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem wilgotności siedlisk jest na tym obszarze bardzo wyraźne i waha się od siedlisk skrajnie suchych (F2) do bagiennych i wodnych (F10), przy czym ponad połowa rozpatrywanych fitocenoz lokalnych ma w stosunku do tej cechy wąsko określone wymagania, obejmujące jeden, dwa przedziały zmienności liczby F. Najsuchsze siedliska zajmują murawy ciepłolubne (*Sisymbrio-Stipetum*, *Koelerio-Festucetum*, *Thalictro-Salvietum*, *Inuletum ensifoliae*) na niewielkich powierzchniach Grabu Pińczowskiego i jego okolicy. Siedliska suche występują również w centralnej części terenu, na połu-

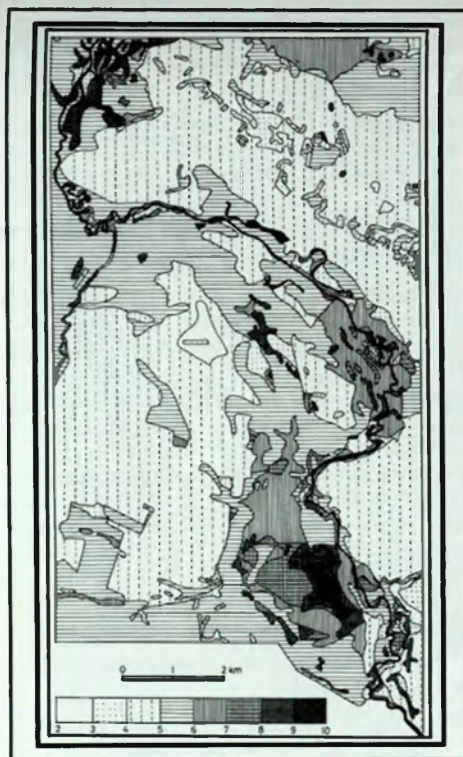
dniowym wschodzie oraz na piaszczystych łąkach w dolinie Nidy. Nie wielkie suche powierzchnie znajdują się na południu od Polany Polichno, na wierzcholinie i zboczu głębokiego wąwozu o ekspozycji południowej.

Większość obszaru zdominowana jest przez gleby świeże (F 4–6), tworzące duże i bardzo duże płyty we wszystkich częściach terenu. Siedliska wilgotne (F 6–8) koncentrują się głównie w esowato biegnącej dolinie Nidy. Gleby mokre (F > 8) występują przede wszystkim w północnej części doliny Nidy oraz w sąsiedztwie stawów rybnych i zajęte są przez turzycowiska (*Caricetum gracilis caricetosum nigrae*), torfowiska niskie (*Cari-ci-Agrostietum caninae* i zbiorowisko *Eriophorum latifolium-Carex dio-ica*) oraz szuwały (*Phragmitetum australis*).

Zmienność przestrzenna wilgotności gleb ma charakter pasmowo-mozaikowy, co można tłumaczyć zróżnicowaniem litologicznym, wysokością względną oraz różnym sposobem zagospodarowania terenu. Natomiast na poszczególnych fragmentach analizowanego obszaru przeważa struktura mozaikowa. Tak jest na przykład w dolinie Nidy i Mierzawy, gdzie przeważają siedliska wilgotne i mokre (F 6–10), przy czym świeżo zmeliorowane fragmenty doliny zostały wyraźnie przesuszone (F 5–6). Struktura mozaikowa typowa jest również dla Garbu Pińczowskiego (ryc. 49A).

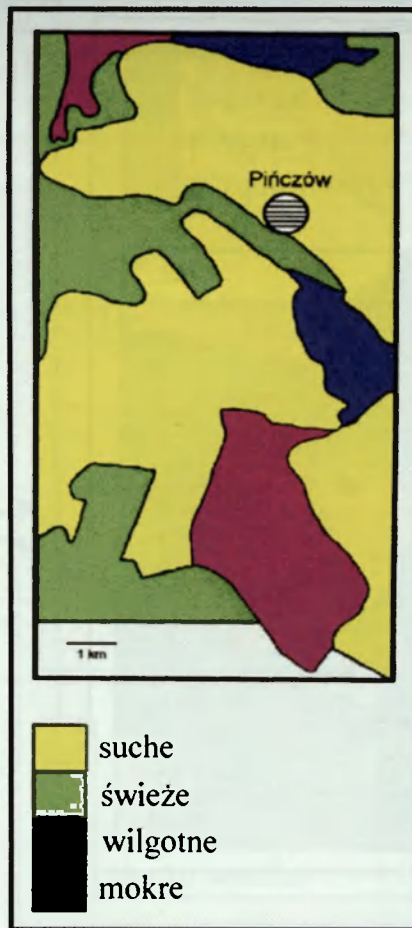
Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem odczynu gleby jest bardzo wyraźne i waha się od R1 (siedliska silnie kwaśne) do R8 (siedliska obojętne i słabo zasadowe), przy czym ponad 60% lokalnych typów zbiorowisk charakteryzuje się szeroką amplitudą (jest neutralnych) w stosunku do kwasowości gleb analizowanego terenu. Większość badanego obszaru zajęta jest przez gleby słabo kwaśne i obojętne (R 6–8), tworzące duże, jednorodne powierzchnie. Na Garbie Pińczowskim występuje kilka płątów muraw ciepłolubnych – wskaźników gleb o odczynie zasadowym (R 8–10). Gleby bardzo kwaśne (R 1–2) występują w środkowej części terenu, gdzie tworzą płyty różnej wielkości i zajęte są głównie przez wrzosowiska należące do zespołu *Calluno-Nardetum strictae*. Siedliska kwaśne (R 2–4) zajmują stosunkowo duże powierzchnie w środkowym pasie analizowanego obszaru oraz tworzą małe i rozproszone płyty, przede wszystkim w północno-wschodniej części terenu. W północnej i południowej części obszaru dominują duże płyty gleb słabo kwaśnych (R 4–6). Zróżnicowanie przestrzenne odczynu gleb ma charakter mozaikowy. Przy wysokich wartościach wskaźnika (R 7–9) przeważają stosunkowo duże jednorodne powierzchnie. Dotyczy to przede wszystkim Garbu Krzyżanowickiego, regionu Michałowa oraz podnóża Garbu Pińczowskiego. Doliny Nidy i Mierzawy charakteryzują się występowaniem mozaikowo rozmieszczonych gleb o bardzo zróżnicowanym odczynie (R 4–8), przy czym

A



Skala Ellenberga „F”. Od 2 – siedlisk bardzo suchych do 10 – mokrych
The Ellenberg scale „F”. From 2 – dry soils to 10 – wet soils

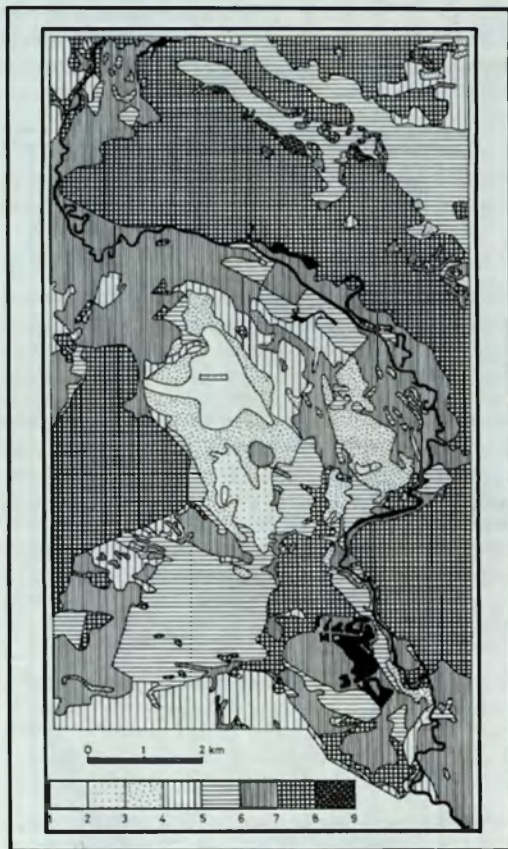
B



Ryc. 49. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika wilgotności gleb na obszarze Pińczów (źródło: Roo-Zielińska 1994)

Spatial differentiation of vegetation as an indicator of soil moisture „F” – Pińczów case – study (according to Roo-Zielińska 1994)

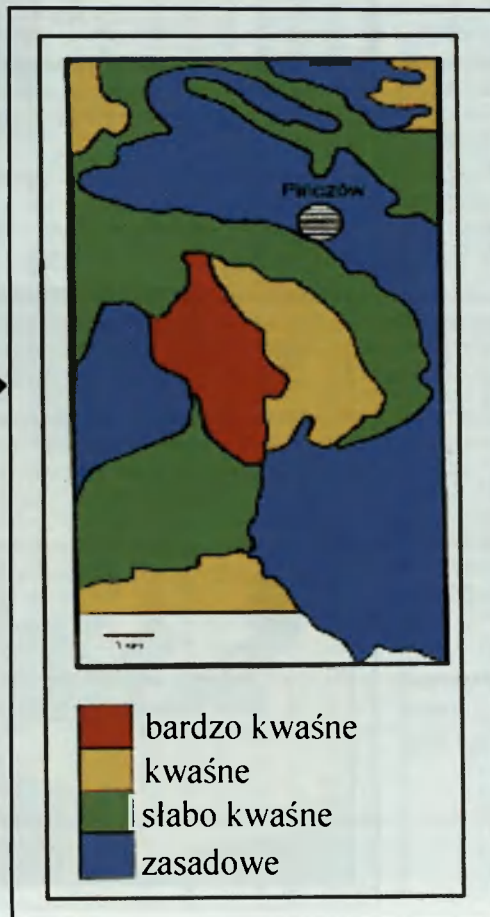
A



Skala Ellenberga „R”. Od 1 – siedlisk bardzo kwaśnych do 9 – obojętnych

The Ellenberg scale „R”. From 1 – very acid soils to 9 – neutral soils

B



Ryc. 50. Przestrzenne zróżnicowanie roślinności – wskaźnika kwasowości gleb „R” na obszarze Pińczów (źródło: Roo-Zielińska 1994)

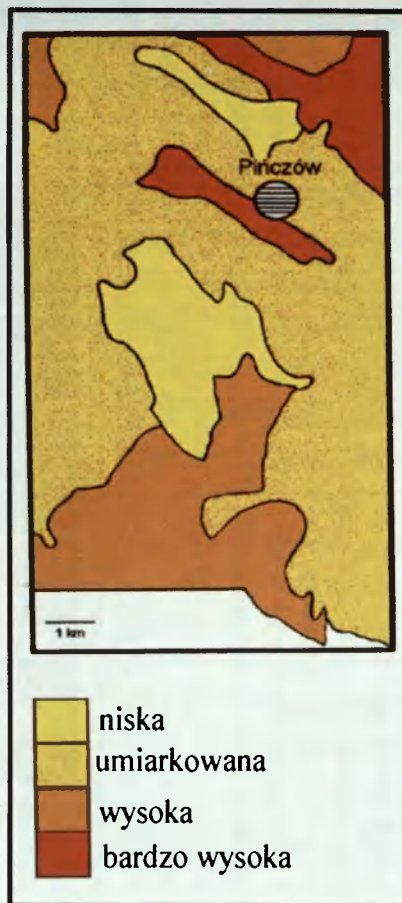
Spatial differentiation of vegetation as an indicator of soil acidity „R” – Pińczów case – study (according to Roo-Zielińska 1994)

A



Skala Ellenberga „N”. Od 1 – bardzo niskiej do 9 – bardzo wysokiej
 The Ellenberg scale „N”. From 1 – very low nitrogen content to 9 – very high nitrogen content

B



Ryc. 51. Zróżnicowanie przestrzenne roślinności wskaźnika zawartości azotu w glebach „N” na obszarze Pińczów (źródło: Roo-Zielińska 1994).

Spatial differentiation of vegetation as an indicator of nitrogen content in the soil „N” – Pińczów case – study (according to Roo-Zielińska 1994)



Wilgotność gleb F	Kwasowość gleb R	Zawartość azotu w glebach N
suche	bardzo kwaśne	niska
suche	kwaśne	umiarkowana
suche	kwaśne	wysoka
suche	slabo kwaśne, obojętne, zasadowe	niska
suche	slabo kwaśne, obojętne, zasadowe	umiarkowana
suche	obojętne, zasadowe	wysoka, bardzo wysoka
świeże	kwaśne	wysoka, bardzo wysoka
świeże	slabo kwaśne, obojętne	umiarkowana, wysoka
świeże	slabo kwaśne, obojętne, zasadowe	bardzo wysoka
wilgotne	kwaśne	umiarkowana
wilgotne	slabo kwaśne, obojętne, zasadowe	umiarkowana, wysoka
mokre	kwaśne	wysoka
mokre	slabo kwaśne, obojętne	umiarkowana, wysoka
mokre	obojętne, zasadowe	umiarkowana, wysoka

Ryc. 52. Mapa 14 typów regionów ekologicznych różniących się kombinacją zbiorowisk roślinnych jako wskaźników zróżnicowania czynników siedliskowych (źródło: Roo-Zielińska 2000)

Map of 14 types of ecological regions with different combination of plant communities used as indicators for differentiation of habitat factors (according to Roo-Zielińska 2000)

w części południowej przeważają gleby obojętne (R 7–8). Obszar leśny między Zakrzowem i Michałowicami położony na starym tarasie Nidy, również charakteryzuje się mozaikowym i wielkopowierzchniowym zróżnicowaniem przestrzennym odczynu gleby. Wartości wskaźnika R wahają się tu w szerokich granicach (R 1–7). W przeciwieństwie do większości terenu Garb Pińczowski wyróżnia się drobnomozaikowym obrazem zmienności kwasowości gleb (ryc. 50A).

Zróżnicowanie siedlisk pod względem zawartości azotu, podobnie jak w przypadku odczynu gleby i wilgotności jest bardzo wyraźne i waha się od N1 (siedliska z bardzo niską zawartością azotu) do N8 (siedliska bardzo zasobne). Zdecydowana większość obszaru zdominowana jest przez duże płaty gleb względnie zasobnych w związki azotowe (N 5–6), a zasobne i bardzo zasobne w azot (N 6–9) koncentrują się przede wszystkim na północnym wschodzie i południowym zachodzie badanego terenu i zajęte są przez siedliska łągów wiązowo-jesionowego (*Ficario-Ulmetum campestris*), olszowo-jesionowego (*Circaeo-Alnetum*) oraz czyżni (*Pruno-Crategetum*). Gleby oligotroficzne (N 1–2) tworzą kilka niewielkich płatów, głównie w dolinie Nidy i na Garbie Pińczowskim. Gleby z niską zawartością azotu (N 2–3) zajmują małe powierzchnie w dolinie Nidy oraz na Garbie Pińczowskim i zajęte są przez wrzosowiska i murawy ciepłolubne należące do zespołu *Sisymbrio-Stipetum capillatae*. W dolinie Nidy, w centrum badanego obszaru oraz częściowo na Garbie Pińczowskim duże powierzchnie zajmują gleby umiarkowanie zasobne w ten pierwiastek (N 3–5). Znaczne przestrzenne zróżnicowanie zawartości azotu w glebach nie wykazuje uporządkowania regionalnego. Struktura przestrzenna ma charakter mozaikowy i wybitnie skonstrastowany, a sąsiadujące ze sobą wydzielania cechują się często bardzo odmiennymi wartościami wskaźnika N. Ze względu na zawartość azotu wyodrębnia się regionalnie Garb Pińczowski. Siedliska tu występujące charakteryzują się niskimi wartościami wskaźnika N na płaskiej wierzchołku, bardzo zmiennymi na zboczach oraz wysokimi u podnóża Garbu. Dolina Nidy cechuje się bardzo typową strukturą pasmową, a wartości wskaźnika N wahają się tu w zakresie 4–6 (ryc. 51A).

Mapa roślinności rzeczywistej (Solon 1994c) oraz trzy mapy pochodne określające wymagania roślinności w stosunku do czynników edaficznych – odpowiednio: wilgotności – F (ryc. 49A), kwasowości – R gleb (ryc. 50A) i zawartości w nich azotu – N (ryc. 51A) stanowiły podstawę do sporządzenia mapy typów regionów ekologicznych (ryc. 52).

Kolejno na każdej z trzech map agregowano obszary o zbliżonych charakterystykach indykacyjnych, np wartości F 1–3 określają gleby suche – (ryc. 49B), R 1–3 gleby kwaśne (ryc. 50B), N 1–3 gleby o niskiej zawar-

tości azotu (ryc. 51B). W ten sposób powstały trzy mapy regionów różniących się wymaganiami roślinności w stosunku do wilgotności – F, kwasowości – R i zawartości azotu w glebach N (ryc. 49 B – ryc. 51B).

Z nałożenia tych trzech map (F, R, N) powstała mapa 14 typów regionów ekologicznych różniących się kombinacją zbiorowisk roślinnych jako wskaźników zróżnicowania czynników siedliskowych (ryc. 52) – Roo-Zielińska (2000). I tak zważywszy, że jest to mało zmieniony obszar tradycyjnego rolnictwa, największy obszar zajmują regiony:

- upraw zbożowych i okopowych, a gatunki chwastów towarzyszące tym uprawom wskazują na gleby suche i świeże (F 1–3; F 3–6), obojętne i zasadowe (R 6–9), umiarkowanie zasobne w azot (N 4–6),

- lasów dębowo-grabowych, łąk świeżych i pastwisk na glebach przeciętnie wilgotnych (F 3–6), słabokwaśnych (R 3–5), umiarkowanie zasobnych, lub ze znaczną zawartością azotu (N 4–6; N 6–8),

- borów sosnowych – jednoznacznych wskaźników gleb suchych (F 1–3), o odczynie kwaśnym (R 1–3), o niskiej zawartości azotu (N 1–2),

- zbiorowisk turzycowych i szuwarów i, a także olsów i łęgów wskazujących na gleby mokre (F 9–10), obojętne lub zasadowe (R 6–9), umiarkowanie (N 4–6) lub wysoce zasobne w azot (N 6–8).

Takie wykorzystanie wartości wskaźnikowych zbiorowisk roślinnych jako podstawy „regionów ekologicznych” niezmiernie ułatwia interpretację zróżnicowania przestrzennych warunków środowiska fizycznogeograficznego. „Typy regionów ekologicznych” można traktować jako płaszczyznę odniesienia dla ewentualnych naturalnych lub antropogenicznych przemian zbiorowisk roślinnych i ich siedlisk (Roo-Zielińska 2000).

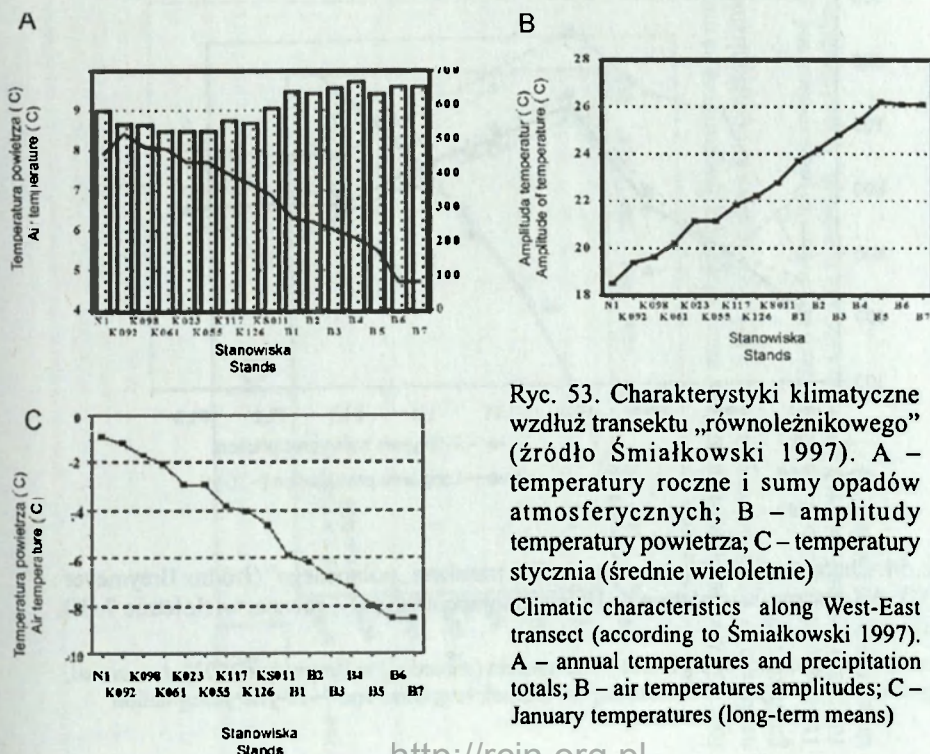
UKŁAD POWIERZCHNI W SKALI PONADREGIONALNEJ

ZBIOROWISKA LEŚNE BORÓW SOSNOWYCH JAKO WSKAŹNIKI WIELKOPRZESTRZENNEJ ZMIENNOŚCI WYBRANYCH CHARAKTERYSTYK KLIMATU

Na dwóch transektach wytyczonych w Europie północnej i środkowej (por. rozdz. 5) analizowano zmieniający się skład gatunkowy borów sosnowych w dużej skali geograficznej, który jest wypadkową przede wszystkim warunków klimatycznych. Przyjęto bowiem, że gradient kontynentalizmu i temperatury, przy względnie stałych czynnikach edaficznych (typ gleb bielicoziemnych) w znacznym stopniu determinuje zmiany składu florystycznego i zasięgów gatunków roślin w trwałych zbiorowiskach borów sosnowych, a wpływ pozostałych czynników abiotycznych (głównie glebowych) jest tylko modyfikujący (Degórski 2003; Roo-Zielińska 2003a, b).

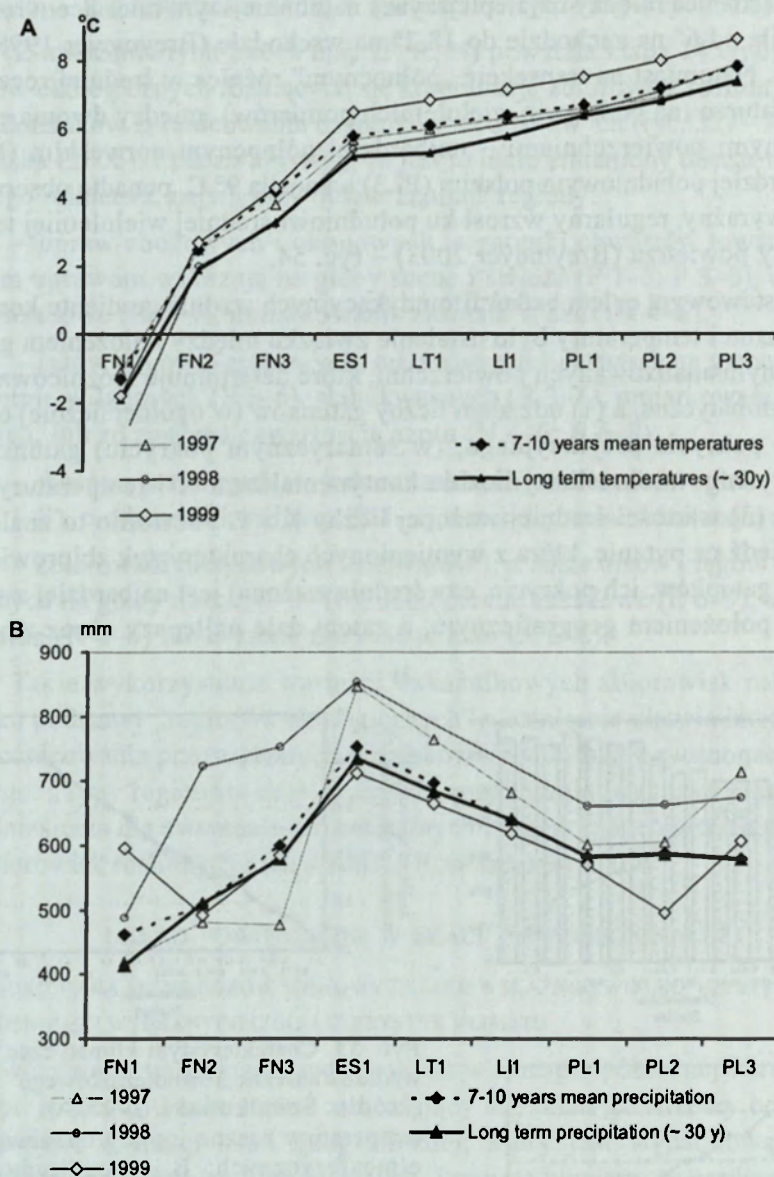
Różnica średniej temperatury rocznej sięgała na transekcje „równoleżnikowym” 3,5° (od 8,5° na zachodzie do 5° na wschodzie), amplituda roczna (różnica między najcieplejszym i najzimniejszym miesiącem roku) wynosiła od 6° na zachodzie do 18,2° na wschodzie (Breymeyer 1998) – ryc. 53. Natomiast na transekcje „północnym” różnica w średniej rocznej temperaturze (na podstawie wieloletnich pomiarów) między dwoma ekstremalnymi powierzchniami – najbardziej północnym norweskim (N1) i najbardziej południowym polskim (PL3) wynosiła 9° C, ponadto obserwowano wyraźny, regularny wzrost ku południowi średniej wieloletniej temperatury powietrza (Breymeyer 2003) – ryc. 54.

Podstawowym celem badań fitoindykacyjnych wzdłuż gradientu kontynentalizmu i temperatury było ustalenie związku między położeniem geograficznym analizowanych powierzchni, które determinuje zróżnicowanie makroklimatyczne, a (1) udziałem liczby gatunków (w ogólnej liczbie) oraz ich (2) pokrycia projekcyjnego, (w sumarycznym pokryciu) gatunków warstwy runa o określonej liczbie kontynentalizmu K i temperatury T, a także (3) wartości średniej ważonej liczby K i T. Pozwoliło to znaleźć odpowiedź na pytanie, która z wymienionych charakterystyk zbiorowiska (liczba gatunków, ich pokrycie, czy średnia ważona) jest najbardziej związana z położeniem geograficznym, a zatem daje najlepszy obraz zmian



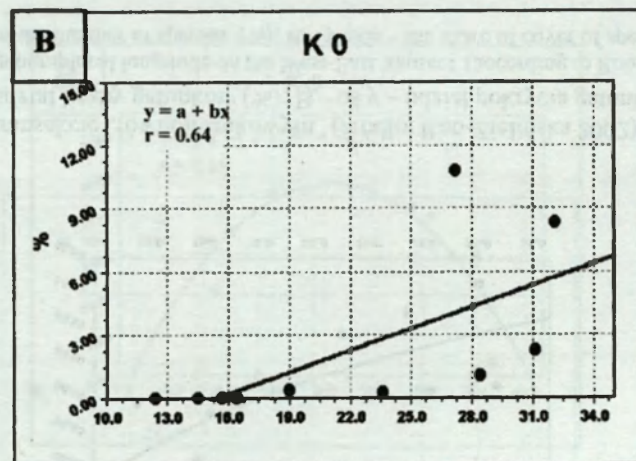
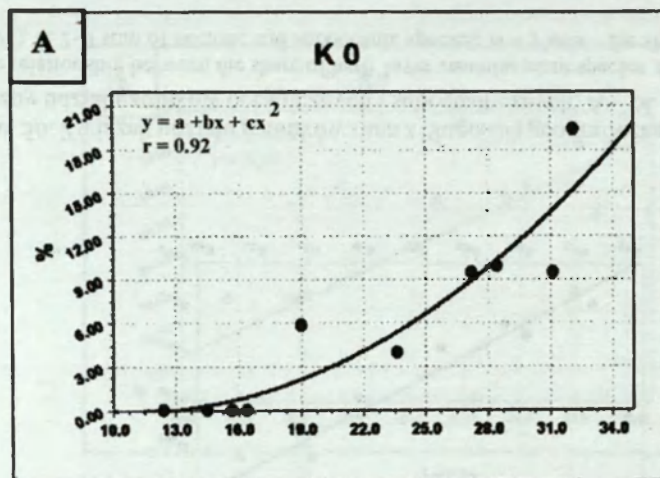
Ryc. 53. Charakterystyki klimatyczne wzdłuż transektu „równoleżnikowego” (źródło Śmiałkowski 1997). A – temperatury roczne i sumy opadów atmosferycznych; B – amplitudy temperatury powietrza; C – temperatury stycznia (średnie wieloletnie)

Climatic characteristics along West-East transect (according to Śmiałkowski 1997). A – annual temperatures and precipitation totals; B – air temperatures amplitudes; C – January temperatures (long-term means)



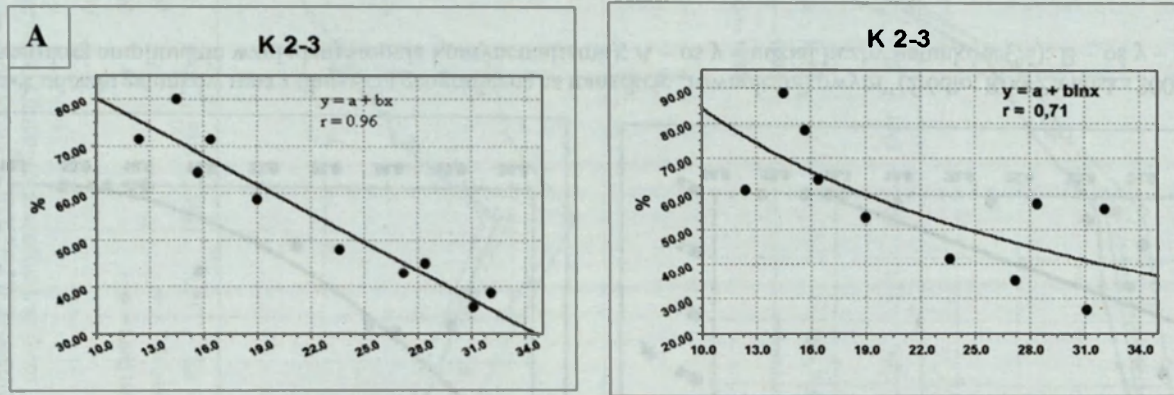
Ryc. 54. Charakterystyki klimatyczne wzdłuż transketu „północnego” (źródło: Breymeyer 2003). A – roczne, wieloletnie 7–10 letnie temperatury; B – roczne, wieloletnie 7–10 letnie opady;

Climatic characteristics along North-West transect (according to Breymeyer 2003). A – annual, long-term and 7–10-year temperatures; B – annual, long-term and 7–10-year precipitation

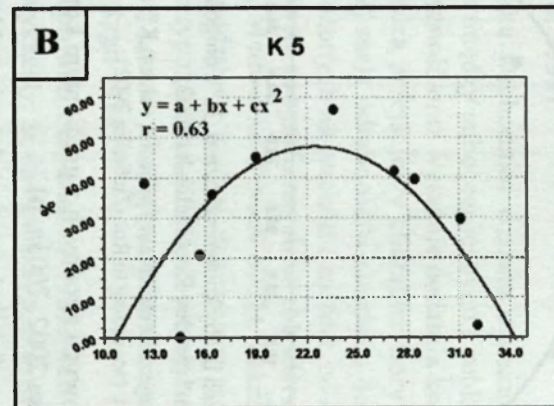
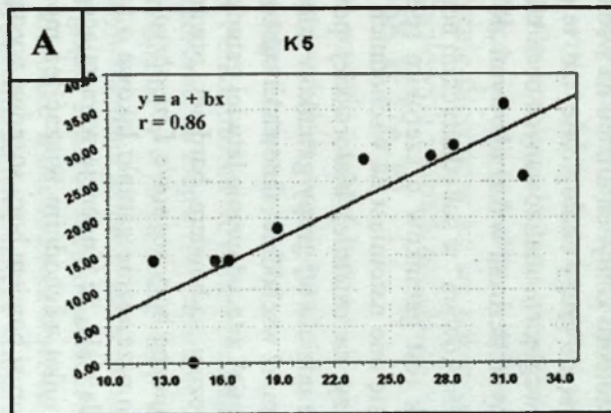


Ryc. 55. Związek udziału gatunków runa z długością geograficzną na transekcie „równoleżnikowym” (źródło: Roo-Zielińska 2002). K0 – gatunki neutralne (o szerokiej amplitudzie względem stopnia kontynentalizmu); A – oś y – udział liczby gatunków (%); B – oś y – udział pokrycia gatunków (%)

The relationship between the share of herb layer vascular plant species and geographical longitude on the West-East transect (according to Roo-Zielinska 2002). K0 – neutral species (with wide spectrum in relation to continentality degree); A – y axis – the share of the number of species (%); B – y axis – the share of cover of species (%)

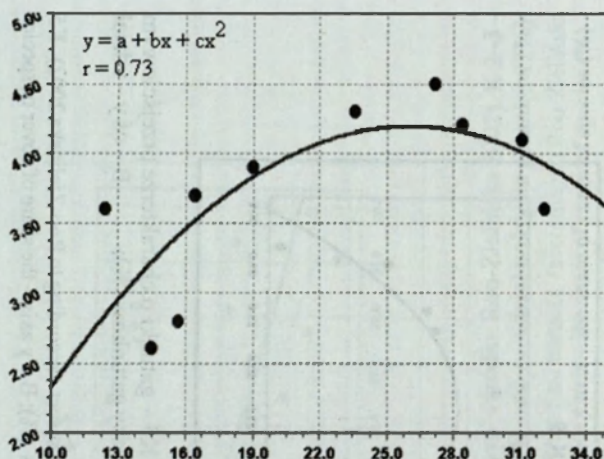


Ryc. 56. Związek udziału gatunków runa z długością geograficzną na transekcie „równoleżnikowym” (źródło: Roo-Zielińska 2002). K 2–3 – łączny udział gatunków oceanicznych i suboceanicznych; A – oś y – udział liczby gatunków (%); B – oś y – udział pokrycia gatunków (%)
 The relationship between the share of herb layer vascular plant species and geographical longitude on the West-East transect (according to Roo-Zielińska 2002). K 2–3 sum of oceanic and suboceanic species; A – y axis – the share of the number of species (%); B – y axis – the share of cover of species (%)



Ryc. 57. Związek udziału gatunków runa z długością geograficzną (źródło: Roo-Zielińska 2002). K5 – gatunki o charakterze przejściowym względem stopnia kontynentalizmu klimatu na transekcie „równoleżnikowym”; A – oś y – udział liczby gatunków (%); B – oś y – udział pokrycia gatunków (%)

The relationship between the share of herb-layer plant species and geographical longitude on the West-East transect (according to Roo-Zielińska 2002). K5 intermediate species (between suboceanic and subcontinental); A – y axis – the share of the number of species (%); B – y axis – the share of cover of species (%)



Ryc. 58. Związek wartości średnich liczby kontynentalizmu „K” z długością geograficzną na transekcie „równoleżnikowym” (źródło: Roo-Zielińska 2002)

The relationship between the average of continentality indicator values „K” and geographical longitude on the West-East transect (according to Roo-Zielińska 2002).

runa fitocenoz borów sosnowych zgodnych z gradientem kontynentalizmu i temperatury (Roo-Zielinska 2002, 2003a, b).

W badaniach ponadregionalnych dotyczących zmian składu florystycznego wraz ze wzrostem gradientu kontynentalizmu na wschód i temperatury na południe, wykorzystano grupy ekologiczne, tzn. te gatunki, które mają podobne wymagania względem analizowanych cech klimatu wyrażone tymi samymi lub zbliżonymi liczbami wskaźnikowymi „K” i „T”.

Na transekcie „równoleżnikowym” w subatlantyckim borze sosnowym (*Leucobryo-Pinetum*) brak jest gatunków o szerokim spektrum klimatycznym (K0), pojawiają się one natomiast na wschodnich stanowiskach i udział ich jest najwyższy na ostatniej białoruskiej powierzchni B7 (ryc. 55). Wyraźne różnice udziału tej grupy gatunków między zbiorowiskami tłumaczyć można tym, iż wschodnie stanowiska subkontynentalnych borów sosnowych „przyjmują” zdecydowanie łatwiej gatunki roślin o szerokiej amplitudzie klimatycznej, są bowiem bardziej „otwarte” i bogatsze florystycznie niż suboceaniczne bory sosnowe *Leucobryo-Pinetum* (Matuszkiewicz J, 2002). Są to przeważnie gatunki łąkowe o niewielkim pokryciu projekcyjnym. Wydaje się, że tendencję wzrastającego pojawiania się tych gatunków w kierunku wschodnim wiązać też można z historią użytkowania lasu. Na Białorusi bowiem bory sosnowe występują przeważnie na glebach porolnych (Solon 1998; Degórski 2002).

Łączna analiza gatunków oceanicznych i suboceanicznych (K 2–3) wskazuje na wyraźny kierunkowy spadek udziału przede wszystkim liczby

(ryc. 56A), ale też udziału powierzchniowego (ryc. 56B) tej grupy gatunków wraz z rosnącym kontynentalizmem klimatu. Prawdopodobnie tę, jak się wydaje, wiązać należy ze zmiennością termiczną wzdłuż badanego transektu, natomiast warunki wilgotnościowe nie odgrywają tu istotniejszej roli (Breymeyer 1998).

W kierunku wschodnim wzrasta wyraźnie udział liczby gatunków przejściowych między suboceanicznymi i subkontynentalnymi K5, a prostoliniowa zależność oraz wyraźnie dodatnia korelacja z długością geograficzną potwierdza przejściowy charakter flory Polski (ryc. 57A). Zaznacza się więc jej mała odrębność w stosunku do flor obszarów sąsiednich, zwłaszcza położonych na wschód i zachód, co spowodowane jest brakiem naturalnych barier geograficznych w obu kierunkach (Matuszkiewicz W. 1991; Kornaś, Medwecka-Kornaś 2002). Także grupowanie omawianych stanowisk na podstawie analizy przyrostów radialnych drzew wydaje się potwierdzać przypuszczenia klimatologów o istnieniu we wschodniej Polsce europejskiej „granicy” między wpływami oceanicznymi i kontynentalnymi (Zielski, Sygit 1998).

Wyniki przeprowadzonej analizy fitoindykacyjnej wzdłuż gradientu kontynentalizmu wykazały, że do określenia zróżnicowania makroklimatycznego płatów tego samego typu zbiorowiska leśnego, tj. borów sosnowych, obecność (liczba) gatunków jest lepszą miarą niż ich udział powierzchniowy, bowiem w większości analiz statystycznych otrzymano wyższą wartość współczynnika korelacji długości geograficznej z liczbą gatunków niż z ich pokrywaniem. Liczba gatunków, w tym wypadku, zdecydowanie lepiej charakteryzuje fitocenozę niż ich pokrycie projekcyjne, które może być stanem chwilowym i świadczyć raczej o żywotności gatunku (por. ryc. 55A, B; 56A, B; 57A, B).

Syntetyczna wartość średniej ważonej K również wzrasta w kierunku wschodnim, przy wysokim współczynniku korelacji wartości średnich K z położeniem geograficznym (ryc. 58).

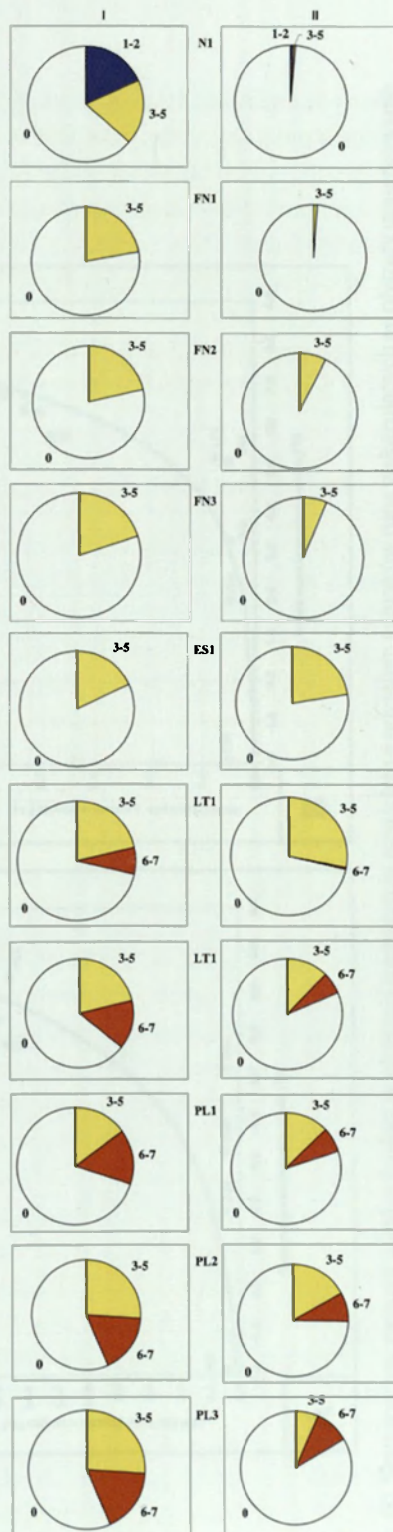
Na obszarze Polski zmienność roślinności zgodnie z gradientem kontynentalizmu przedstawił na mapie izorytmicznej M. Degórski (1984). Mapa ta została sporządzona w wyniku interpolacji wartości bioindykacyjnego wskaźnika kontynentalizmu Ellenberga na podstawie składu florystycznego lasów typu grądu. Zmiana składu gatunkowego runa lasów dębowo-grabowych w kierunku z zachodu na wschód przebiega równolegle ze wzrostem kontynentalizmu termicznego klimatu. M. Degórski (1984) wykazał wysoką korelację między wynikami uzyskanymi dwiema metodami: klimatologiczną i roślinnego wskaźnika kontynentalizmu ($r=0,90$).

Na transekcie „północnym” wraz z ocieplaniem klimatu i przesuwaniem się na południe: 1) wzrasta liczba gatunków naczyniowych runa, i ona naj- silniej odzwierciedla zróżnicowanie geograficzne powierzchni badawczych (Solon 2003b). Obserwacje te potwierdza analiza fitoindykacyjna. Jak już wspomniano udział gatunków roślin runa o określonych wymaganiach kli- matycznych zmienia się w kierunku południowym wraz ze zmniejszaniem szerokości geograficznej (Roo-Zielińska 2003). Tylko na najbardziej na północ położonym stanowisku norweskim (N1) występują dwa gatunki bo- realno-arktyczne (T2) o niewielkim udziale powierzchniowym (mącznica alpejska *Arctostaphylos alpinus* i naskalka pełzająca *Loiseleuria pro- cumbens*). Na stanowisku norweskim (N1), trzech fińskich (FN1, FN2, FN3) i estońskim (ES1) brak jest grupy gatunków wskazujących na umiarkowanie ciepłe obszary (T6–7) – pojawiają się one dopiero na stano- wisku łotewskim (ŁV1) i ich udział (szczególnie powierzchniowy) wzrasta w kierunku południowym, wraz ze zmniejszaniem szerokości geograficznej (ryc. 59).

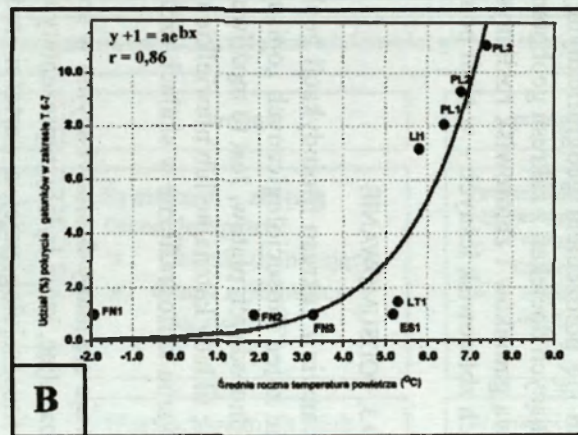
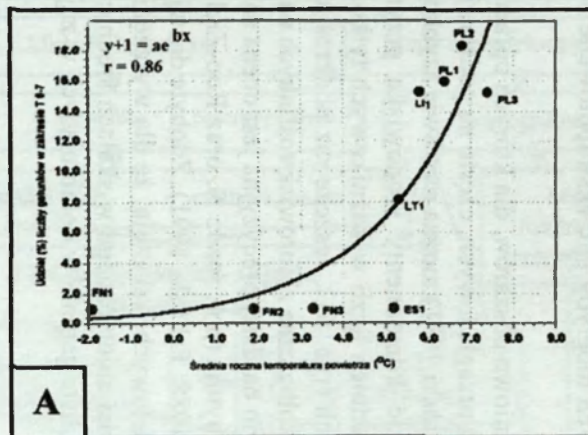
Wprawdzie największą grupę na wszystkich stanowiskach transektu „północnego”, szczególnie ze względu na ich udział powierzchniowy, sta- nowiły gatunki neutralne w stosunku do warunków termicznych (T0) to zarówno liczba, jak i pokrycie gatunków roślin budujących warstwę runa analizowanych powierzchni zmieniały się wraz ze wzrostem temperatury powietrza. Fakt ten poświadcza szczególnie wysoki współczynnik korelacji między średnią roczną temperaturą powietrza dla badanych stanowisk, a udziałem gatunków „umiarkowanie ciepłych” (T 6–7) w ogólnej liczbie ($r=0,86$), jak i w ogólnym pokryciu ($r=0,92$) – ryc. 60.

Ryc. 59. Udział (%) grup ekologicznych gatunków roślin naczyniowych runa względem temperatury „T” na transekcie północnym (źródło: Roo-Zielińska 2003). I – w ogólnej liczbie; II – w całkowitym pokryciu; T0 – gatunki neutralne względem temperatury; T 3–5 – gatunki przejściowe względem temperatury, T 6–7 – gatunki umiarkowanie ciepłych obszarów.

The share of ecological groups of herb layer vascular plant species featuring different requirements with respect to temperature „T” on North – South transect (source: Roo-Zielińska 2002). I – in terms of total species number; II – in terms of total species cover. T 0 – neutral species in relation to temperature; T 3–5 – indicators of rather broad spectrum of temperature of moderately cold and moderately warm areas; T 6–7 – indicators of moderately warm areas



Rycina 59



Ryc. 60. Statystyczny związek między średnią wieloletnią temperaturą powietrza a udziałem gatunków runa wskazujących na obszary umiarkowanie ciepłe (T6–7) na stanowiskach transektu „północnego” (źródło: Roo-Zielińska 2003). A – oś y – udział liczby gatunków (%); B – oś y – udział pokrycia gatunków (%)

Statistical correlation between mean annual air temperature and the share of herb layer vascular plant species as indicators of moderately warm areas (T6–7) (according to Roo-Zielińska 2002). A – y axis – the share of the number of species (%); B – y axis – the share of cover of species (%)

Omówione tu prawidłowości reakcji borów sosnowych na zmiany klimatyczne – stopnia kontynentalizmu i temperatury w skali wielkoprzestrzennej – pozwalają sądzić, że zbiorowiska należące do tego samego typu fitocenozy, przy zbliżonych warunkach siedliskowych (ten sam typ gleby i podłoża), o podobnym i niewielkim stopniu przekształcenia antropogenicznego, ale różniących się położeniem geograficznym, mogą być przedmiotem wielu interesujących dociekań z zakresu geobotaniki indykacyjnej nad rolą wskaźnikową gatunków i zbiorowisk roślinnych – przede wszystkim jednak strefowych zbiorowisk leśnych – w skali ponadregionalnej.

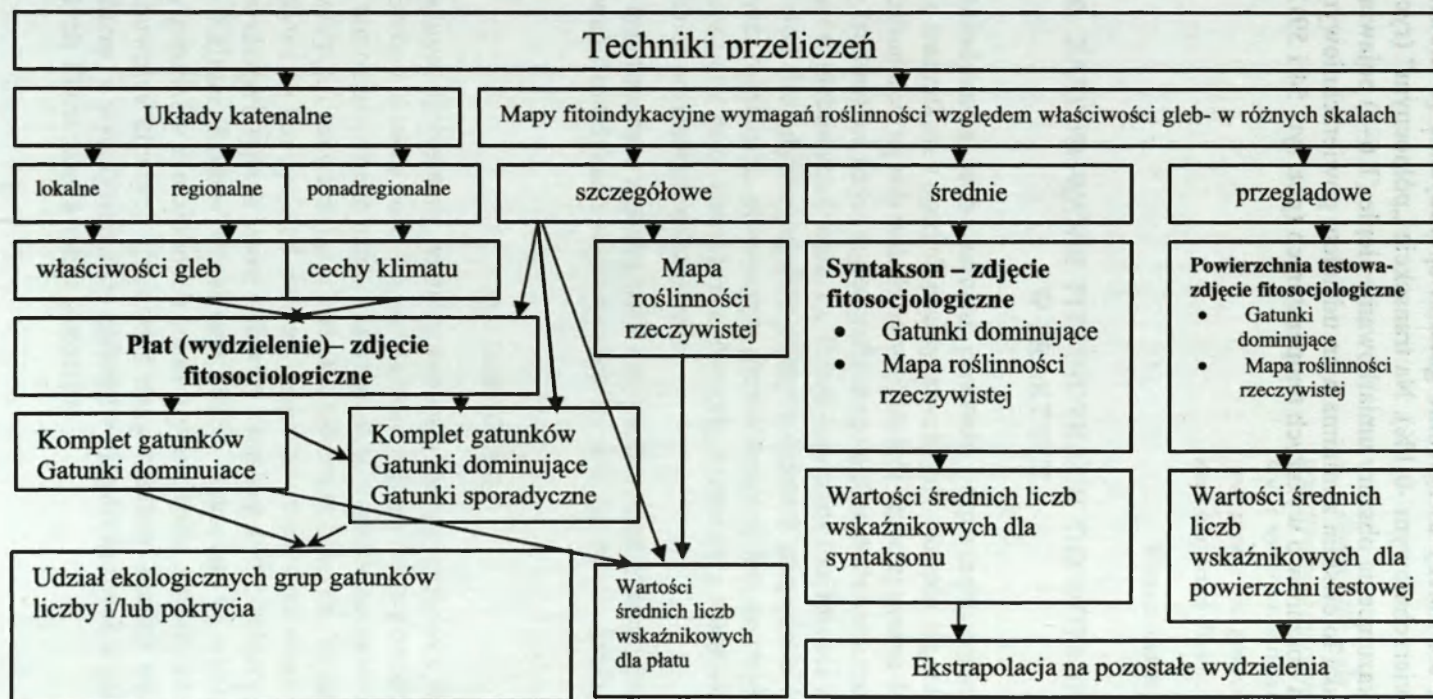
9.3. PODSUMOWANIE

Pracochłonnym etapem analiz z zakresu fitoindukacji geobotanicznej jest wykonywanie w terenie zdjęć fitosocjologicznych „opisujących” roślinność poszczególnych jednorodnych płatów. Jest to możliwe i pożądane wówczas, gdy rozpatruje się układy katenalne lub niewielkie obszary, dla których tworzy się opracowania kartograficzne w skalach szczegółowych (ryc. 61).

Natomiast, gdy opracowuje się mapy fitoindukacyjne w średnich skalach to wystarczy taka liczba zdjęć, która byłaby reprezentatywna dla każdej wyróżnionej jednostki fitosocjologicznej, a wartości średnich ważonych „liczb” wskaźnikowych mogłyby być ekstrapolowane na pozostałe wydzielienia (ryc. 61).

Dla wielkich powierzchniowo obszarów, dla których opracowywane są mapy roślinności w skalach przeglądowych, często na podstawie zdjęć lotniczych i satelitarnych (Faliński 1991) można możliwie szybko i precyzyjnie diagnozować i oceniać komponenty środowiska przyrodniczego, uwzględniając wartości średnich liczb wskaźnikowych tylko dla wybranych powierzchni testowych (ryc. 61). Jeszcze raz podkreślić należy, że im węższa jest amplituda ekologiczna zbiorowisk roślinnych należących do określonego syntaksonu, tym bardziej precyzyjna jest ocena na ich podstawie warunków, w których bytują (por. rozdz. 8. oraz Roo-Zielińska 1994, 1996; Küchler, Zonneveld 1988; Faliński 1991). Zdobyte doświadczenia na wybranych obszarach modelowych wskazują, że dla wyrażenia zróżnicowania warunków środowiska abiotycznego w skalach średnich i przeglądowych wystarczająca jest lista gatunków dominujących w zdjęciu fitosocjologicznym (ryc. 61).

Natomiast, gdy zadaniem badawczym jest analiza składu florystycznego i rola wskaźnikowa grup gatunków reagujących na zmiany klimatu w układach ponadregionalnych, to nie można posługiwać się tylko gatunka-



Ryc. 61. Sposoby ujęć fitoindykacyjnych zależnie od wielkości tzw. *pola indykacji* w analizie zmienności przestrzennej warunków środowiska fizycznogeograficznego

Different phytosociological approaches depend on size of *field of phytosociological indication* in analysis of spatial changeability of geographical environment

mi dominującymi w zdjęciach fitosocjologicznych (o pokryciu projekcyjnym $>5\%$), ale należy uwzględnić gatunki sporadyczne (o niewielkim udziale powierzchniowym $-0,1\%$). Na transekcie „północnym” (ryc. 59), gatunki wskazujące na obszary umiarkowanie ciepłe (T 6–7) pojawiają się na stanowisku łotewskim z minimalnym udziałem powierzchniowym i są zwiastunem obszarów o wyższych temperaturach (por. ryc. 54 i 59).

..... ekologiczne cele planowania przestrzennego polegają na zachowaniu i wykorzystaniu funkcji spełnianych przez świat żywy na poszczególnych obszarach Ziemi...”

Roman Andrzejewski (1985)

10. ZASTOSOWANIE FITOINDYKACJI GEOBOTANICZNEJ W PRAKTYCE

Fitoindykacja geobotaniczna powstała i rozwinęła swoje koncepcje przede wszystkim z potrzeb praktycznych, gdy okazało się, że na podstawie roślinności (jej roli wskaźnikowej) taniej i szybciej można diagnozować cechy środowiska fizycznogeograficznego niż na podstawie rzeczywistych pomiarów glebowych (rozdz. 2). Temat dotyczący możliwości wykorzystania metod fitoindykacyjnych w różnych działach gospodarki (m.in. w leśnictwie, rolnictwie, planowaniu przestrzennym) jest niezwykle szeroki, wykraczający poza ramy prezentowanej rozprawy i stanowić powinien przedmiot odrębnego opracowania.

W tym rozdziale zostaną tylko zasygnalizowane wybrane przykłady zastosowań fitoindykacji skierowanych ku różnym celom działań praktycznych.

10.1. LEŚNICTWO

Ważnym problemem, na który zwracają uwagę naukowcy w wielu krajach Europy, a także poza nią, są skażenia przemysłowe powodujące depozycję atmosferycznego azotu i koncentrację w glebie nadmiaru substancji odżywczych i zakwaszających w ekosystemach leśnych. Ta dostawa azotu wpływa na kondycję zdrowotną, produktywność oraz bogactwo gatunków w różnych typach lasów (Binkley, Högberg 1997; Falkengren-Grerup 1995; Kellner, Redbo-Torstensson 1995). Wskazano na wyraźny wzrost liczby gatunków azotolubnych (m.in. trybuła leśna *Anthriscus syl-vestris*, wierzbownica kiprzyca *Epilobium angustifolium*, malina właściwa *Rubus idaeus*) a wycofywanie się gatunków oligotroficznych z rodziny wrzosiowatych *Ericaceae*, a także porostów.

Długotrwała depozycja substancji zakwaszających i związków azotowych prowadzi do eutrofizacji i zmiany odczynu gleby, co powoduje rozrastanie się gatunków nitrofilnych, które zacieniają i wypierają drobniejsze gatunki, wymagające większej ilości światła dochodzącego do dna lasu (Diekmann 1995). Do oceny eutrofizacji oraz stopnia zakwaszenia siedlisk wykorzystywane są z powodzeniem ekologiczne liczby wskaźnikowe określające wymagania gatunków względem związków azotowych (liczba azotowa „N”) i zakwaszenia gleb (liczba kwasowości – reakcji „R”). Skale ekologicznych liczb wskaźnikowych służyć mogą również do określenia diagnoz siedliskowych stanowisk, na przykład w obrębie lasów liściastych, różniących się kwasowością gleb, czy zasobnością w związki odżywcze, a co jeszcze ważniejsze, między lasami liściastymi, a innymi typami roślinności np. zbiorowisk łąkowych, wrzosowisk, czy bagien „cierpiących” z powodu depozycji azotu (Diekmann 1995).

Innym ważnym problemem w leśnictwie jest zmiana struktury i wilgotności gleby zbiorowisk leśnych związana z antropogenicznymi, a często naturalnymi zmianami stosunków wodnych i szczególnej wrażliwości gatunków runa na te zmiany. Takie badania prowadzą belgijscy naukowcy w lasach bukowych, które występują na tym samym typie gleby i o zbliżonej topografii terenu (Godefroid i in. 2003). Wilgotne gleby są mniej wrażliwe na plastyczne deformacje niż suche. Brak wystarczającej wiedzy na temat wzajemnego wpływu struktury gleby i jej wilgotności na rozmieszczenie gatunków runa w ekosystemach leśnych spowodowało, że prowadzone badania koncentrują się na znalezieniu odpowiedzi na pytania: 1) jak „reagują” gatunki leśne warstwy runa na różną strukturę gleb wzdłuż gradientu wilgotności, oraz 2) czy gatunki roślin – wskaźniki wilgotności tolerują większą zwięzłość gleby. Średnie ważone wartości wilgotności „F” obliczone na podstawie systemu liczb wskaźnikowych Ellenberga są pomocne w dyskusji nad rolą zwięzłości i wilgotności gleby dla trwałej gospodarki leśnej, a szczególnie dostępności wody do dna lasu.

Jak już wielokrotnie sygnalizowano i wykazywano w tej pracy zróżnicowanie siedlisk pod względem zawartości azotu glebowego, reżimu wilgotnościowego, typu próchnicy leśnej, kwasowości gleb może być diagnozowane na podstawie obecności gatunków o określonej wartości wskaźnikowej. To założenie wykorzystali autorzy atlasu „*Indicator plant species in Canadian forest*” (Gordon, Sims 1997). Wykazali oni, że „wartość” gatunku jako indykatora jest wyrażona przez jego amplitudę względem zmiennej środowiska i określają je jako: „umiarkowane”, „dobre” i „doskonałe” wskaźniki. Wybrano 80 gatunków leśnych, które są (co najmniej) dobrymi indykatorami warunków siedliskowych; umiejscowiono je w siatce wilgotnościowo-żyźnościowej oraz zilustrowano zasięg geogra-

ficzny. Autorzy atlasu zwracają uwagę, że wiele gatunków reaguje na zmianę stosunków wodnych w wyniku melioracji (osuszenia) lub wzrostu uwilgotnienia siedlisk. Jest to opracowanie niezwykle pomocne w gospodarce zasobami leśnymi Kanady, a obejmuje gatunki roślin runa jako najbardziej wrażliwej na zmiany – warstwy zbiorowiska leśnego.

Ważne i szersze, niż dotyczące tylko przydatności fitoindykacji, jest zagadnienie roli wskaźnikowej dwóch typów lasów: dojrzałych (starych) i tzw. współczesnych. Z. Dzwonko (2001) zauważa, że skale ekologicznych liczb wskaźnikowych sprawdzają się i są względnie dobrymi „miarami” warunków środowiskowych (średnie wartości wskaźnikowe światła „L”, kwasowości „R” i zawartości azotu „N”) w starych, dojrzałych lasach z ustabilizowaną kompozycją gatunków. Ponieważ lasy współczesne budowane są przez gatunki tzw. „słabsze indykatory”, dlatego w nieustabilizowanych ekosystemach leśnych średnie ważone wartości liczb wskaźnikowych powinny być interpretowane z ostrożnością i weryfikowane na podstawie rzeczowych pomiarów cech środowiskowych.

Wyniki analiz geobotaniczno-indykacyjnych przeprowadzonych w różnych typach lasów wiążą się z rolą gatunków w kolonizowaniu siedlisk leśnych. Rośliny bardzo wolno kolonizujące nowe lasy, lub w ogóle do tego niezdolne mogą być uznane za wskaźnikowe starych lasów, gdyż ich obecność sugeruje długie i nieprzerwane istnienie w danym miejscu oraz często wskazuje na pierwotne pochodzenie lasu. Do współczesnych lasów wnikają najszybciej te gatunki, których nasiona przenoszone są przez zwierzęta oraz na duże odległości – przez wiatr. Najwolniej natomiast gatunki z ciężkimi nasionami, rozsiewanymi przez mrówki lub rozrastające się wegetatywnie. Jest interesujące, także dla celów praktycznych, że gatunki przenoszone przez zwierzęta, oraz przez wiatr wymagają gleb kwaśnych (wyrażone niską liczbą „R”) i oligotroficznymi (wyrażone niską liczbą „N”). Dlatego takie gatunki jak: konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*, kruszyna pospolita *Frangula alnus*, borówka czarna *Vaccinium myrtillus* i orlica pospolita *Pteridium aquilinum* zdarzały się znacznie rzadziej we współczesnych, niż w sąsiadujących starych lasach. Wynika to z niewielu oligotroficznych i kwaśnych stanowisk w lasach współczesnych, których brak zmniejsza szanse kolonizacyjne wspomnianych wyżej gatunków wskaźnikowych. Średnie wartości wskaźnikowe „R” i „N” były wyższe w wielu współczesnych niż w starych lasach na tych samych glebach. Dodatkową przeszkodą jest występująca w lasach współczesnych turzycza drżączkowa *Carex brizoides*. Gatunek ten formuje grubą i gęstą warstwę rozłogów, liści, korzeni, specjalnie na ubogich glebach bielico-wych i brunatnych wylugowanych, które przeszkadzają kiełkowaniu nasion i utrwaleniu siewek wielu różnych roślin (Faliński 1986; Dzwonko, Gawroński 1994).

Podobny problem różnic w składzie gatunkowym starych i współczesnych lasów liściastych analizowany był w północno-zachodniej i środkowej Europie (Hermy i in. 1999). Analizy fitoindykacyjne 132 gatunków wykazały, że gatunki starych lasów lepiej tolerują zacienienie, ponadto więcej jest wśród nich geofitów i gatunków znoszących stres. Znaczną ich część stanowią myrmekochory, barochory i autochory, niezdolne do rozprzestrzeniania na większe odległości, a zatem najwolniej kolonizujące nowe miejsca. Zbliżone badania przeprowadzone w Szwecji, Belgii, a także Ameryce wykazały niezwykle wolne tempo migracji gatunków ze starych do współczesnych lasów (Bossuyt, Hermy 2001).

Inny, ale niezwykle istotny problem – to zagrożone wyginięciem gatunki leśne. Tu przydatność fitoindykacji geobotanicznej jest bezsporna. Zagadnienie gatunków roślin zagrożonych w lasach Szwecji, przy wykorzystaniu metod fitoindykacyjnych rozważała L. Gustafsson (1994). Z przeprowadzonych analiz na podstawie ekologicznych liczb wskaźnikowych wynika, że gatunki te występują w lasach znacznie żyzniejszych, z wyższym odczynem gleby (pH) i nieco większą zawartością dostępnych związków azotowych niż inne. W Szwecji niewiele jest żyznych stanowisk z wysoką różnorodnością gatunkową, co powoduje, że taksony wymagające takich warunków, jako gatunki zagrożone wyginięciem znajdują się w tym kraju w *Czerwonej Księdze Roślin* (Gustafsson 1994).

Wszelkie antropogeniczne zmiany w ekosystemach leśnych – m.in. przerzedzanie drzewostanów zmieniające dostęp światła do dna lasu, zmiana stosunków wodnych, eutrofizacja siedlisk, to procesy, dla których oceny, wartość wskaźnikowa gatunków i zbiorowisk roślinnych może być cennym i przydatnym narzędziem.

10.2. ROLNICTWO

W latach pięćdziesiątych XX w. okazało się, że wskaźnikowa wartość gatunków roślin szczególnie tych towarzyszących uprawom zbożowym i okopowym, a więc chwastów stała się przydatna do oceny zasobności gleb w substancje odżywcze. Zostało to niejednokrotnie potwierdzone w badaniach szczegółowych i znalazło swój wyraz w przejściu od opracowań glebowo-bonitacyjnych do biologiczno-bonitacyjnych w planowaniu upraw w wielu krajach (Kostrowicki 1972). To zainteresowanie przydatnością cech wskaźnikowych roślin dla rolnictwa dało w zasadzie początek skalom ekologicznym liczb wskaźnikowych roślin (por. rozdz. 2).

Znaczenie fitoindykacji geobotanicznej do oceny przydatności terenu dla potrzeb rolnictwa wykazywane było w Polsce przede wszystkim przez Z. Wójcik (1977, 1983) oraz S. Borowca (1972a, b). Dotyczy to tzw. kom-

pleksów rolniczej przydatności gleb, a skala ekologiczna Ellenberga, szczególnie opracowana dla chwastów towarzyszących uprawom okopowym i zbożowym, umożliwia określenie stosunków wilgotnościowych w obrębie poszczególnych kompleksów i ułatwia znalezienie odpowiedzi na pytanie czy tworzą one wyraźnie wyodrębniające się jednostki lub szeregi ekologiczne na układach współrzędnych. Te stosunki wilgotnościowe, trofizm, odczyn, zasobność w azot zostały wyrażone liczbami wskaźnikowymi Ellenberga. Analizy fitoindykacyjne wykonane przez S. Borowca (1972a, b) wskazują większą trafność i subtelność oceny stosunków wilgotnościowych w uprawach na podstawie roli wskaźnikowej chwastów niż rzeczywiste pomiary właściwości gleb. Badania S. Borowca i in. (1975) świadczą o tym, że kompleksy przydatności rolniczej gleb na Pomorzu Zachodnim stanowią odrębne jednostki ekologiczne wykazujące swoiste cechy.

Diagnozy siedliskowe na podstawie skali ekologicznej chwastów H. Ellenberga (1956) okazały się przydatne przy porównaniu warunków rozwoju roślin uprawnych w różnych regionach geograficznych. Na przykładzie Beskidu Niskiego okazało się, że metody fitoindykacyjne mogą być przydatne przy wyznaczaniu granic typów siedlisk. Można w ten sposób rozpoznawać odrębność nawet małych płatów roślinności i odpowiadających im – odmiennych przede wszystkim pod względem zasobności – siedlisk (Wójcik 1977).

Przykładem wykorzystującym gatunki roślin towarzyszące uprawom, jako indykatory warunków siedliska jest opracowanie „*Chwasty jako wskaźniki warunków glebowych*” (Hill i Ramsay publikacja htm). Ta grupa gatunków roślin odgrywa rolę w ocenie żyzności siedlisk, ich odczynu i obecności wapnia, mogą być także wskaźnikami obecności i jakości wody gruntowej. Również kolor liści i kwiatów wielu gatunków chwastów może dostarczać informacji o właściwościach gleb. I tak na przykład chaber o kwiatach niebieskich występuje na glebach bogatych w związki wapnia, natomiast o różowych – wskazuje na gleby kwaśne. M.O. Hill i J. Ramsay (publikacja htm) są zdania, że znajomość gatunków chwastów na polu uprawnym i ich wartość wskaźnikowa pozwoli w sposób optymalny prowadzić gospodarkę rolną.

Zmiany różnych komponentów środowiska przyrodniczego są analizowane w Polsce w ramach programów monitoringowych (Państwowy Monitoring Środowiska), z których najważniejsze z punktu analiz roślinności to: Monitoring Lasu, Monitoring Zintegrowany, Przyrodniczy oraz Różnorodności Biologicznej.

W latach dziewięćdziesiątych XX w. powstał pilotażowy projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska, gdzie obok wskaźników skażeń: mchów, igieł sosny oraz porostów (Grodzińska i in. 1992) omówiono przydatność gatunków roślin naczyniowych, zbiorowisk roślinnych oraz przypisanych im liczb ekologicznych Ellenberga do oceny cech klimatu i podstawowych właściwości gleb (Kostrowicki i in. 1992). Ten projekt wskaźników dla potrzeb ówczesnego Monitoringu Środowiska stworzył wytyczne do badań nad stanem środowiska trzech kompleksów leśnych: Puszczy Boreckiej, Kampinoskiej i Niepołomickiej – położonych na transekcie biegnącym z północy na południe Polski. Porównanie tylko dojrzałych fitocenoz boru mieszanego wskazuje na zbliżony poziom naturalności, przejawiający się tym samym typem hemerobi i strategii życia roślin. Na podstawie występowania gatunków o określonych liczbach ekologicznych wykazano, że w Puszczy Boreckiej przeważają gatunki o optimum występowania na glebach słabokwaśnych, w Niepołomickiej – na kwaśnych, Puszcza Kampinowska zajmuje miejsce pośrednie. Najniższa zawartość związków azotowych wyrażona liczbą „N” jest charakterystyczna dla Puszczy Kampinoskiej, natomiast relatywnie wysoka – dla Puszczy Boreckiej (Roo-Zielińska, Solon 1993 npubl.).

Przydatność wybranych ekologicznych skal jakościowych i rangowych (pseudoilościowych) dla monitoringu lasów wykazano także na podstawie innych obszarów (Roo-Zielińska, Solon 1992). Analiza dotyczyła szczególnie typu rozsiewania i zapylania w lasach liściastych Puszczy Białowieńskiej oraz zastosowania skal ekologicznych liczb wskaźnikowych do oceny warunków środowiska abiotycznego okolic Pińczowa z uwzględnieniem analiz procesów sukcesyjnych nasadzeń modrzewiowych i dębowych na Polanie Polichno (Roo-Zielińska, Solon 1990).

W Zintegrowanym Monitoringu Środowiska Przyrodniczego znaczną rolę odgrywa roślinność, jako ten element na podstawie którego można wnioskować o innych komponentach środowiska. Zastosowanie fitoindykacji geobotanicznej jako cennego narzędzia wykorzystującego układy ekologiczno-roślinne do oceny wielu elementów środowiska fizycznogeograficznego została opisana wraz z instrukcją postępowania dla stacji bazowych wybranych do badań monitoringowych (Roo-Zielińska, Kostrowicki 1995).

W Monitoringu Lasu, analizuje się zmiany zachodzące na tzw. testowych powierzchniach monitoringowych, przy wykorzystaniu, zależnie od postawionego celu, skal ekologicznych – zarówno jakościowych, jak i rangowych (por. rozdz. 4). W obrębie zbiorowisk leśnych runo nie jest jednorodne, lecz zróżnicowane na fragmenty tworzące układ mikropowierzchni różniących się dominacją gatunków i form życiowych. Takie poziome zróżnicowanie runa jest jedną z najważniejszych charakterystyk fitocenozy leśnych, a liczba i udział gatunków reprezentujących określone formy życiowe są przede wszystkim zależne od czynników lokalno-siedliskowych takich jak żyzność i wilgotność gleby, a także dostępu światła do dna lasu (Solon 2000).

Gatunki warstwy runa zbiorowisk leśnych są stosunkowo mało odporne na wiele form oddziaływań antropogenicznych. Ocenę stopnia antropogenicznego odkształcenia stanowiska można określić na podstawie grup gatunków o określonej strategii życia roślin i stopniu hemerobii. Analiza powierzchni monitoringowych dotyczy także wilgotności podłoża, ich kwasowości i zawartości azotu, których ocena została przeprowadzona na podstawie skali liczb wskaźnikowych Ellenberga (Solon 2000).

Raport dotyczący Monitoringu Ekosystemów Leśnych w Europie (de Vries i in. 2003) wskazuje na ogromną rolę gatunków roślin runa jako indyktorów warunków środowiska takich jak: żyzność gleb, kwasowość, zawartość składników przyswajalnych dla roślin, dostępność wody, a także wybranych cech klimatu. Na podstawie analizy 3870 gatunków runa z 23 krajów europejskich (w tym Polski) stanowiących wspólną bazę danych, wykazano, że: 1) tylko 10% analizowanych gatunków znajduje się w skrajnych przedziałach skali Ellenberga, 2) większość gatunków występuje w przedziałach skali kontynentalizmu Ellenberga K 2–5 oraz w przedziałach skali temperatury T 3–7. Wykazano ponad to związek między wartościami wskaźnikowymi Ellenberga a właściwościami środowiska (R^2 0,54–0,77).

Spośród wszystkich analizowanych zależności, najsilniejsza korelacja wartości liczby „T” Ellenberga i rocznej temperatury powietrza (R^2 0,77), jest znakomitym dowodem, że w wieloletnich badaniach monitoringowych, rola gatunków roślin jako wskaźników zmian klimatu szczególnie ocieplenia, może być znacząca (por. rozdz. 10.6).

Warto tu wspomnieć o przeglądzie ostatnich projektów wchodzących w zakres Monitoringu Różnorodności Biologicznej lasów w Europie, włączając Rosję (Khanina i in. 2001) opracowanego na podstawie informacji zebranych z 547 projektów. W opracowaniu tym wskazano na przydatność ekologicznych liczb wskaźnikowych H. Ellenberga (1974), E. Landolta

(1977), a w Rosji B.P. Vorobyeva (1953), L.G. Ramienskiego i in. (1956), D.N. Tsyganova (1983). Autorzy projektu zwracają też uwagę na to, iż ekologiczno-socjologiczne grupy gatunków o podobnych morfologicznych i ekologicznych właściwościach występujących w zbiorowiskach leśnych różnych typów (por. rozdz. 4), a także gatunki (szczególnie drzewa), o określonej liczbie światła „L”, mogą być wykorzystane do prób rekonstrukcji historii lasów.

10.4. PLANOWANIE PRZESTRZENNE

Przykładem modelowym współdziałania urbanistów i architektów z przedstawicielami nauk przyrodniczych było planowane w latach osiemdziesiątych XX w. osiedle mieszkaniowe Białoleka Dworska. Celem badań było stworzenie nowoczesnych podstaw przyrodniczych do właściwego zaprojektowania osiedli mieszkaniowych z optymalnymi dla nich warunkami środowiskowymi i przy zachowaniu możliwie dobrze funkcjonującej przyrody w osiedlach i terenach przyległych. Przeprowadzone badania dały podstawę do tworzenia ekofizjograficznych zasad i kształtowania środowiska przyrodniczego w osiedlach mieszkaniowych. Wykorzystanie doświadczeń w zakresie ukazywania najważniejszych relacji przestrzennych i przestrzenno-czasowych szaty roślinnej wraz z odniesieniem do właściwości siedlisk wydaje się w tych analizach niezwykle istotne.

W idei przyświecającej twórcom eksperymentalnego projektu urbanistycznego zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie (Andrzejewski 1980, 1982, 1985), bardzo przydatnym narzędziem okazały się metody z zakresu fitoindykacji geobotanicznej (por. rozdz. 9).

Projekt ten uwzględniał kształtowanie ekologiczne układów przestrzennych. Są to: 1) zachowanie ciągłości ekosystemów w czasie i w przestrzeni oraz różnorodności nisz ekologicznych, 2) zachowanie równowagi między warunkami abiotycznymi (w szczególności tymi, które powstają po zainwestowaniu obszaru) a tworzonymi systemami ekologicznymi. Wykonane na potrzeby wspomnianego projektu mapy geobotaniczne (Roo-Zielińska 1982), traktowane są z założenia jako równorzędne składniki opracowania ekofizjograficznego, na które składają się m.in. studia klimatologiczne (Stopa-Boryczka i in. 1982), hydrologiczne (Jaroszewski 1982) oraz glebowe (Konecka-Betley i in. 1982)

Najbardziej interesujący, wydaje się, sposób wykorzystania informacji zawartej na mapach geobotanicznych i wszelkich fitoindykacyjnych mapach pochodnych w syntezie badań ekofizjograficznych. Natomiast szczegółowe wyniki waloryzacji szaty roślinnej uwzględniające jej strukturę, stopień komplikacji, właściwości zdrowotne, walory krajobrazowe posłuży-

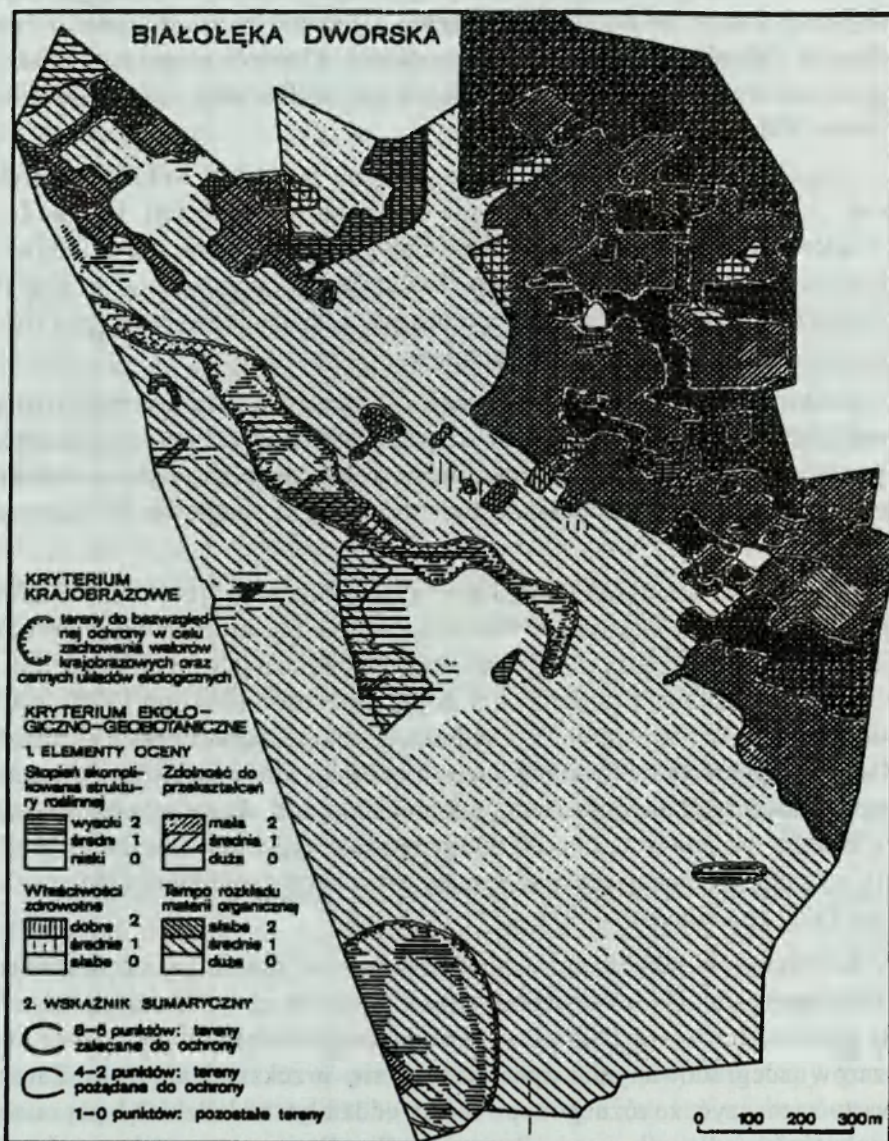
ły do sformułowania wskazówek na temat racjonalnego zagospodarowania i wykorzystania poszczególnych fitocenoz (ryc. 62). Zachowanie już istniejących ekosystemów miało nie tylko zapewnić w osiedlu „naturalne warunki”, ale biocenozy miały być ośrodkami, z których rozprzestrzeniałyby się rośliny i zwierzęta (Gacka-Grzesikiewicz, Różycka 1977; Roo-Zielińska 1982; Stała 1982).

Osiedle Białoleka Dworska, na opisanych zasadach, wobec „zawirowań” polityczno-ekonomicznych, nie doczekało się realizacji. Jednak doświadczenia i wnioski stąd pochodzące mogłyby być użyteczne w indywidualnych rozwiązaniach, których każdorazowo wymaga – w części przecież niepowtarzalna dla danego obszaru – sytuacja ekologiczna i różnorodne cele planowania przestrzennego.

Omówiony wyżej typ ekologicznej waloryzacji terenu jest najbardziej przydatny przy konstrukcji planów zagospodarowania przestrzennego strefy podmiejskiej. Przy innym celu badań waloryzacja ekologiczna terenu może wykorzystywać zupełnie odmienne kryteria i odpowiadać na inne pytania.

Przykładem współpracy planistów z przyrodnikami jest ocena ekologiczna dzielnicy Tiergarten w Berlinie Zachodnim, która zawiera oprócz mapy roślinności rzeczywistej mapę antropogenicznych przekształceń roślinności wyrażonych za pomocą 5 stopni hemerobii (Sukopp 1979). Największy publikowany dorobek pod postacią map roślinności opracowanych dla celów planowania przestrzennego i ochrony środowiska w obszarach zurbanizowanych ma najprawdopodobniej Japonia, dla miasta Kamakura są to m.in. 3 mapy w skali 1:10 000 przedstawiające roślinność rzeczywistą, roślinność potencjalną oraz stopień naturalności roślinności (Myawaki i in. 1973; za Falińskim 1991).

Istotnym jest fakt, że roślinność nawet w przypadku jej częściowego zniszczenia nie traci właściwości wskaźnikowych, co powoduje, że metody geobotaniczno-siedliskowe są szczególnie przydatne w badaniach obszarów zdegradowanych, dynamicznie się przekształcających. Zatem warto zaznaczyć, że różnego typu formy oddziaływań ludzkich będą miały geobotaniczne konsekwencje dla życia roślin. Zmiana stosunków wodnych (obniżenie lub podwyższenie poziomu wody gruntowej, emisja zanieczyszczeń, zmiana geochemicznego charakteru podłoża wpłynie na wilgotność, kwasowość i zawartość azotu w podłożu, co z kolei znajdzie wyraz w składzie florystycznym zbiorowisk roślinnych. Jest istotne, że zastosowanie badań fitoindykacyjnych pozwala w dużej mierze na prognozowanie kierunków przekształceń szaty roślinnej i siedlisk.



Ryc. 62. Syntetyczna mapa zastosowań na podstawach geobotanicznych dla projektowanego osiedla mieszkaniowego Białołęka Dworska (źródło: Roo-Zielińska 1982)

Synthetic map of applications based on the geobotanical characteristics for planned housing estate in Białołęka Dworska (according to Roo-Zielińska 1982)

10.5. REKREACJA I TURYSTYKA

Na powierzchniach poddanych turystyce i rekreacji roślinność jest narażona przede wszystkim na mechaniczne niszczenie, co prowadzi do degradacji nie tylko pojedynczych gatunków, ale całych zbiorowisk. Jednym z wielu typów oddziaływań człowieka na roślinność i jej środowisko jest turystyka (łącznie z rekreacją), którą określić można jako zespół czynników synantropizacji¹⁵, a wśród nich: wydeptywanie prowadzące do mechanicznego niszczenia roślinności i zaśmiecanie prowadzące do jej ruderalizacji (Faliński 1973; Kostrowicki 1981).

Szczególnie intensywne i zarazem widoczne są zmiany w roślinności wywołane pośrednio wydeptywaniem podłoża, gdyż szybko ulega ono w tym miejscu zniszczeniom, a proces jej regeneracji jest niestety bardzo powolny. W intensywnie użytkowanych profilach gleb obserwowano obniżenie kwasowości czynnej, zmniejszenie pojemności sorpcyjnej, zawartości węgla i przyswajalnego azotu. Pogorszeniu uległy także stosunki termiczne wierzchnich warstw podłoża (Róg 1985; Bhuj, Ohsawa 1998). Rekreacji i turystyce towarzyszy m.in. zaśmiecanie, co powoduje eutrofizację siedlisk, a ta z kolei jest przyczyną zmian w strukturze i składzie florystycznym fitocenozy, w których pojawiają się azotolubne (nitrofilne) gatunki ruderalne. Tu wartość indykacyjna roślinności może mieć wielkie znaczenie, gdyż, jak już powiedziano, mimo częściowego zniszczenia nie traci ona swych własności wskaźnikowych.

W literaturze spotyka się wiele propozycji metod racjonalnego wykorzystania zbiorowisk roślinnych dla turystyki i rekreacji. W tym celu wprowadzono wskaźnik tzw. chłonności naturalnej oznaczający dopuszczalną liczbę użytkowników, którzy przebywając na danym terenie nie wywołują przekształceń środowiska przyrodniczego. Taki wskaźnik niezbędny jest leśnikom, kształtującym zbiorowiska leśne oraz planistom przestrzennym projektującym obszary dla użytkowania rekreacyjnego.

A.S. Kostrowicki (1981) proponuje grupę metod obliczania chłonności naturalnej uwzględniających, oprócz zbiorowisk leśnych, także m.in.: łąki, murawy dywanowe oraz pastwiska. Przykład obliczenia chłonności naturalnej dla boru mieszanego pokazuje, że nawet niewielka liczba 5–8 osób/ha/tydzień ogranicza już rozwój wrażliwszych gatunków. Przy obciążeniu 40 osób/ha/tydzień niemożliwe jest odnowienie lasu, gdyż niszczone są

¹⁵ Synantropizacja – to część kierunkowych zmian, jakie zachodzą na kuli ziemskiej wskutek działalności człowieka, a objawiających się jako zastępowanie składników swoistych (endemicznych) przez nieswoiste (kosmopolityczne), zastępowanie składników rodzimych (autochtonicznych) przez przybyszów (elementy allochtoniczne), zastępowanie składników stenotopowych przez eurytopowe (Faliński 2001).

siewki dębów i sosen. Na badanej powierzchni runa w borze mieszanym przy obciążeniu minimalnym powierzchnia zajęta przez roślinność zmniejszyła się tylko o 0,2%, przy obciążeniu średnim już o 12,8%, a przy maksymalnym aż o 31,2% (Kostrowicki 1981).

Z danych dotyczących odporności poszczególnych zespołów wynika ważne spostrzeżenie, że runo zespołów leśnych jest bardziej podatne na zniszczenia na skutek wydeptywania bądź grabienia niż zbiorowiska trawiaste. Wielokrotnie większą odpornością siedlisk charakteryzują się zespoły trawników darniowych i pastwisk, jednak przy obciążeniu powyżej 100 osób/ha/tydzień (zwłaszcza, gdy obciążenie w tych miejscach jest niejednorodne) także i te fitocenozy ulegają degeneracji.

Opracowaniem traktującym o relacji między roślinnością a rekreacją jest publikacja A. Krzymowskiej-Kostrowickiej (1997). Omówiła ona i scharakteryzowała około 80 typów zbiorowisk roślinnych, które połączyła w 20 grup na podstawie podobieństwa w kształtowaniu bioklimatu rekreacyjnego, właściwości bioterapeutycznych i psychoregulacyjnych oraz walorów estetycznych. Przy tych ocenach zakłada się, że obiektem zainteresowania ze strony ludzi jest roślinność, która jest dobrym wskaźnikiem warunków środowiska fizycznogeograficznego. Przestrzenne zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych jest uzależnione od m.in. rzeźby terenu, żyzności gleby oraz stosunków wodnych. Na podstawie znajomości szaty roślinnej można określić również tendencje rozwojowe istniejącej roślinności, co ma duże znaczenie dla kształtowania, optymalnych dla rekreacji i turystyki, układów roślinnych.

Spośród występujących zbiorowisk roślinnych autorka wyodrębnia te, które charakteryzują się najwyższymi wartościami rekreacyjnymi. Są to zbiorowiska grądów, borów mieszanych, łąki i pastwisk typu świeżego. Wykazują one dużą odporność na użytkowanie rekreacyjne, mają sprzyjające dla człowieka warunki bioklimatyczne i są atrakcyjne pod względem krajobrazowym. Olsy, mimo, że atrakcyjne pod względem krajobrazowym są w zasadzie nieprzydatne dla rekreacji ze względu na specyficzne warunki siedliskowe (duża wilgotność i nierówność terenu spowodowana strukturą kępową, obecność gzów i komarów).

Na przykład o wartościach estetycznych żyznych buczyn niżowych i górskich ze związków, A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) pisze „.....iż są jednym z najpiękniejszych typów lasu. Żywa zieleń liści tworzących okap kontrastuje z jasnoszarymi pniami drzew, jasnobrązową ściółką oraz runem o różnych odcieniach zieleni. Barwy jesienne działają odprężająco na psychikę, a duża widoczność stwarza poczucie bezpieczeństwa.”

Natomiast łągi wiązowo-jesionowe choć są „obojętne” pod względem zdrowotnym, to pod względem estetycznym są jednymi z „piękniejszych i dzikszych zbiorowisk leśnych” i podnoszą estetyczną wartość i zróżnicowanie krajobrazu.

Spośród zbiorowisk nieleśnych murawy ciepłolubne mają ogromną wartość zdrowotną ze względu na walory bioterapeutyczne, są to jednocześnie najpiękniejsze zbiorowiska zielne w naszym kraju, ze względu na występowanie fenologicznych aspektów barwnych (Krzymowska-Kostrowicka 1997).

Najwyższe, pozytywnie oddziałujące, walory zdrowotne, mają bory sosnowe obniżając ciśnienie krwi i działając łagodząco na układ nerwowy. Na siedliskach borów sosnowych lokowane są sanatoria dotyczące chorób układu oddechowego, choć są to zbiorowiska mało barwne, ale o niezwykle uspakajających bodźcach zapachowych i akustycznych cenne ze względu na swoisty bioklimat.

10.6. PROGNOZY ZMIAN KLIMATU, A PRZEWIDYWANE GLOBALNE OCIEPLENIE

Wiele napisano w ostatnim dziesięcioleciu o „odpowiedzi” organizmów żywych na przewidywane globalne ocieplenie klimatu spowodowane działalnością człowieka.

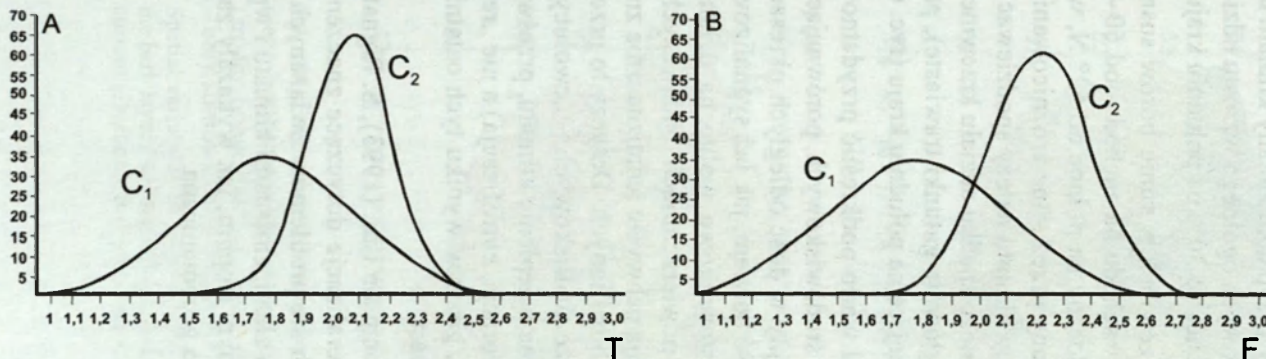
W tym miejscu przytoczyć można opracowanie S. Pignattiego i in. (2001), w którym włoscy geobotanicy rozważali zastosowanie skali Ellenberga (jej wiarygodności i skuteczności) w analizie zmian flory i roślinności związanych ze zmianami klimatu. Jak piszą autorzy, trudnym zadaniem jest przypisywanie gatunkom roślin i różnym układom roślinnym prostych zależności ze zjawiskiem ocieplenia klimatycznego. Rozmieszczenie gatunków i kompozycja zbiorowisk roślinnych zależy w różnym stopniu od interakcji między zmiennymi środowiska (często z innymi niż cechy klimatu), a często występujące niewielkie zmiany środowiskowe, nie powodują radykalnych zmian w fizjonomii oraz kompozycji gatunkowej (Wilson, Agnew 1992). S. Pignatti i in. (2001) udowadniają, że wskaźniki Ellenberga mogą być przydatne do zdefiniowania zbiorowisk roślinnych jako „odcisków” warunków środowiska (fingerprints) poprzez wykorzystanie ich składu gatunkowego do określenia ekologicznych spektrów wyrażających zmiany siedliskowe i klimatyczne. W ten sposób można śledzić efekty zmian klimatu na lokalną florę i roślinność. Autorzy zwracają uwagę na to, że synekologiczne wymagania gatunków mogą zmieniać się poza ich optymalnym zasięgiem. W przypadku flory Włoch należało rozszerzyć 9-stopniową skalę temperatury T Ellenberga opracowaną dla warunków termicznych środkowej Europy – do 12 stopni dla zdecydowanie „cieplejszej” flory Włoch.

Dane florystyczne z doliny Inferno (położonej ok. 2 km od centrum Rzymu) analizowane były w dwóch okresach czasowych – 1954 i 1998 rok. Okazało się, że wraz z nasileniem się antropopresji nastąpiły zmiany w składzie flory, a zatem jej waloru fitoindykacyjnego. W okresie niemal 50 lat wzrósł istotnie statystycznie udział gatunków termofilnych i kserofilnych, o zasięgu śródziemnomorskim, a wycofały się gatunki o zasięgu euroazjatyckim.

Większe tempo topnienia lodu w ostatnich latach i spływ wody do wierzchnich warstw gleby w czasie wegetacji (Pignatti i in. 2001) był prawdopodobnie przyczyną wyższych współcześnie wartości wilgotności „F”. Wyraźny trend natomiast wzrostu wartości średniej liczby „T” może być związany z przewidywanym globalnym ociepleniem klimatu (ryc. 63).

Wartość indykacyjna gatunków roślinnych może być wykorzystana także do określenia związku ich cech „własnych” oraz jako wskaźników komponentów siedliska z przewidywanymi zmianami klimatu. Przyjmując to założenie ciekawą pracę zaprezentował J. Solon (2003), który przedstawił zróżnicowanie przestrzenne wybranych cech runa borów sosnowych i borów mieszanych w Polsce oraz opisał przypuszczalne zmiany tych cech w przypadku przewidywanych zmian klimatycznych. Autor przeprowadził analizę na podstawie badania borów sosnowych występujących w Polsce. Wszystkie zbiorowiska reprezentują związek *Dicrano-Pinion*, a w jego obrębie dwa wikaryzujące zbiorowiska borowe: subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum* i suboceaniczny bór świeży *Leucobryo-Pinetum* oraz zbiorowisko kontynentalnego dębowo-sosnowego boru mieszanego *Quercu roboris-Pinetum*. Określił on udział procentowy gatunków reprezentujących poszczególne formy życiowe Raunkiaera, typy trwałości liści, typy morfologiczne, wartości liczb fitoindykacyjnych L, T, K, F, R, N. Przestrzenny model zmian klimatu w Polsce dla roku 2040 autor określił na podstawie założeń zamieszczonych w opracowaniach J. Borczyk (1998) i J. Kalvovej (1996).

Należy podkreślić, że jedynie pięć zmiennych zależnych (udział gatunków charakterystycznych dla klasy *Trifolio-Geraniea* (ciepłolubnych zbiorowisk okrajowych) w ogólnej liczbie gatunków, udział hemikryptofitów w ogólnym pokryciu, udział gatunków wiecznie zielonych w ogólnym pokryciu, udział gatunków mezofilnych w ogólnej liczbie gatunków (liczba wilgotności F4) oraz udział gatunków acydofilnych w ogólnej liczbie gatunków (liczba kwasowości R2) wykazuje korelacje ze zmiennymi niezależnymi o podobnym stopniu istotności w obu analizowanych typach zbiorowisk. Wartości bezwzględne współczynników korelacji liczby gatunków runa z warunkami klimatycznymi są wyższe dla borów sosnowych i na wyższym poziomie istotności (0,38–0,49) niż analogiczne współczynniki



Ryc. 63. Rozkład średnich ważonych wartości liczb wskaźnikowych temperatury (T) i wilgotności (F) dla stanowisk w 1955 roku (C1) i w 2000 roku (C2) (źródło: Pignatti i in. 2001). A – oś x – średnie ważone wartości temperatury (T); B – oś x – średnie ważone wartości wilgotności (F); oś y – udział liczby stanowisk (%)

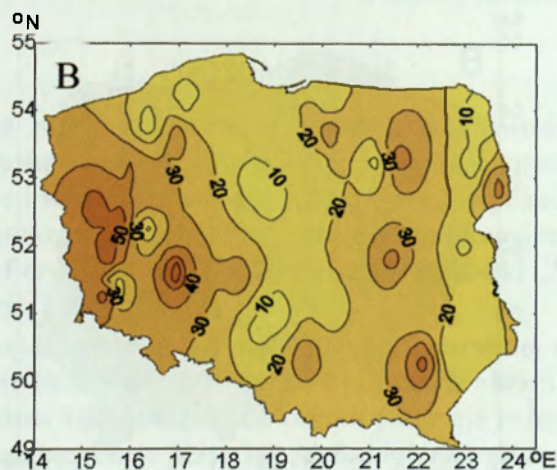
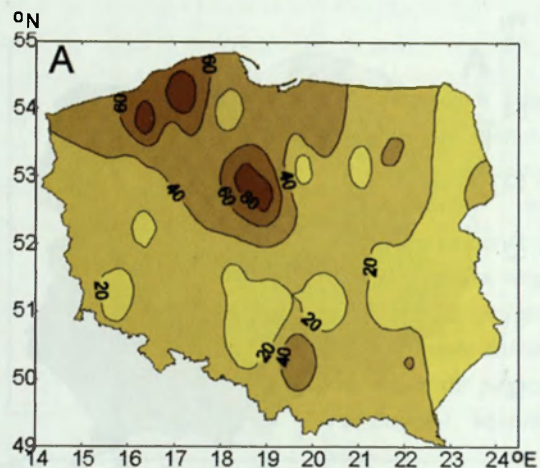
Distribution of averages indicator values of temperature „T” and moisture „F” by Ellenberg for the stands in 1955 (C1) and in 2000 (C2) (according to Pignatti et. al. 2001). A – x axis – averages values of temperature (T); B – x axis – averages values of soil moisture (F); y axis – the share (%) of stands number

odnoszące się do borów mieszanych (0,37–0,42). Udział powierzchniowy hemikryptofitów w obrębie borów sosnowych spada stosunkowo równomiernie z zachodu na wschód odpowiednio od 50% pokrycia do 10–20% i od 60% do 20% (ryc. 64A). W przypadku zmiany klimatu należy się spodziewać w obrębie borów sosnowych ogólnego wzrostu udziału hemikryptofitów, o 10% w części północnej i o 30% na południu kraju (ryc. 64B).

Udział powierzchniowy krzewinek w runie borów sosnowych spada stosunkowo równomiernie ze wschodu na zachód – od 60–80% do 20%. Układ ten jest najbardziej widoczny na północ od 52° N, w południowej części kraju i jest modyfikowany przez silne zróżnicowanie siedliskowe (ryc. 65A). W przypadku zmiany klimatu należy spodziewać się w obrębie borów sosnowych ogólnego silnego spadku udziału krzewinek (zastępowanych przez hemikryptofity – głównie gatunki trawiaste), przy czym największy spadek będzie miał miejsce na południu kraju (ryc. 65B).

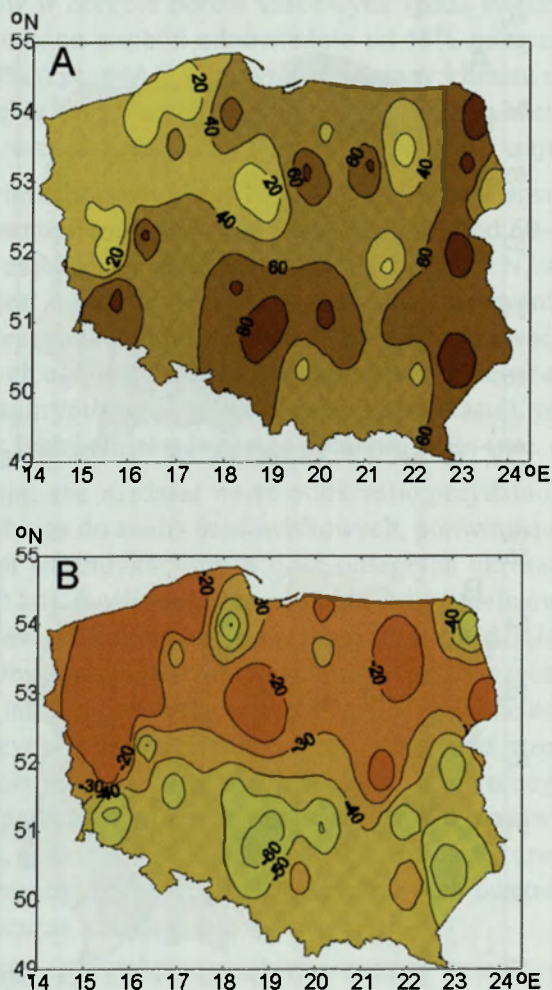
Podsumowując ten rozdział warto podkreślić przydatność roślinności i systemu Ellenberga do analiz środowiskowych, porównując florę i roślinność i ich walor fitoindykacyjny w dość odległych okresach czasowych (co najmniej 20 lat). Roślinność bowiem, jak już sygnalizowano w przedkładanej rozprawie, reaguje stosunkowo wolno na działanie czynnika sprawczego. Obserwacje na powierzchniach badawczych w okresach krótkich (ok. 2 lat) nie pozwalają uchwycić jednoznacznie zmian sukcesyjnych zachodzących w układach roślinnych. Dotyczy to przede wszystkim zmian klimatycznych, ale także siedliskowych – „ewolucyjnych” (m.in. przewidywane powolne globalne ocieplenie klimatu, prześwietlenie koron drzew w lasach, spasanie, melioracja, eutrofizacja) a nie „rewolucyjnych” (powódzie, huragany, pożary), gdzie w wyniku tych ostatnich roślinność może być zniszczona natychmiast.

Jak zwracają uwagę K. Thompson i in. (1993), S. Pignatti i in. (2001) niezmiennie potrzebne są generalizacje dotyczące znaczenia roślinności w rozwiązywaniu nasilających się problemów związanych ze współczesnym sposobem użytkowaniem ziemi, zmianami klimatu i wpływem zanieczyszczeń. Taką rolę w znacznym stopniu, jak wykazały zaprezentowane przykłady, spełnia fitoindykacja geobotaniczna.



Ryc. 64. Zmienność przestrzenna udziału powierzchniowego hemikryptofitów w ogólnym pokryciu runa (%) (źródło: Solon 2003). A – bory sosnowe stan obecny; B – bory sosnowe zmiany do roku 2040

Spatial variability to ground cover of hemicryptophytes in the herb layer (%) (according to Solon 2003). A – pine forest current situation, B – pine forest, changes to 2040



Ryc. 65. Zmienność przestrzenna udziału powierzchniowego zdrewniałych chamefitów (krzewinek) w ogólnym pokryciu runa (%) (źródło: Solon 2003). A – bory sosnowe stan obecny; B – bory sosnowe zmiany do roku 2040

Spatial variability to ground cover of woody chamaephytes (dwarf shrubs) in the herb layer (%) (according to Solon 2003). A – pine forest current situation; B – pine forest, changes to 2040

„Ze wszystkich komponentów ekosystemu, jak klimat, gleba, roślinność świat zwierzęcy, mikroorganizmy, właśnie roślinność jest elementem najbardziej uchwytnym, bo zawsze obecnym, względnie trwałym i dostępnym bezpośredniemu badaniu ... zbiorowiska roślinne mogą stanowić klucz do poznania ekosystemu i wyższych układów ekologicznych...”

Władysław Matuszkiewicz (2001)

11. PODSUMOWANIE

Prezentowana praca składa się z czterech podstawowych części. W pierwszej – opisano historię rozwoju fitoindykacji geobotanicznej, założenia teoretyczne i scharakteryzowano podstawowe klasyfikacje cech diagnostycznych gatunków, jak też metody (skale fitoindykacyjne) opracowane na podstawie flory Niemiec (Ellenberg i in. 1991), Polski (Zarzycki i in. 2002) i Szwajcarii (Landolt 1977).

W drugiej części pracy poddano analizie porównawczej wymienione skale ekologiczne liczb wskaźnikowych na podstawie zbioru charakterystycznych gatunków łąkowych i budowanych przez nie jednostek fitosocjologicznych należących do klasy łąk *Molinio-Arrhenatheretea* i wykazano:

- odrębność systemu Ellenberga w ocenie gatunków i zbiorowisk roślinnych jako wskaźników obszarów subcenaicznych (K2), podczas, gdy E. Landolt oraz K. Zarzycki oszacowali gatunki łąkowe jako typowe dla obszarów przejściowych (K3); wynik ten związany być może z wpływem morskich, oceanicznych mas powietrza na klimat Niemiec;

- odrębność systemu Zarzyckiego w ocenie gatunków flory łąkowej jako wskaźników gleb zasobnych w azot (N4), podczas, gdy systemy Ellenberga i Landolta tym samym gatunkom nadają walor indykatorów umiarkowanej żyzności gleb (N3); wynik ten związany być może z dość trudną interpretacją liczby azotu N (por. rozdz. 7.2), a także ubogimi, w większości oligotroficznymi, glebami Szwajcarii, z jednej strony i inten-

sywnym wymywaniem związków azotowych w głębsze warstwy gleby w stosunkowo wilgotnych warunkach klimatu oceanicznego Niemiec – z drugiej;

– odrębność systemu Landolta w ocenie gatunków roślin łąkowych jako wskaźników stanowisk umiarkowanie kwaśnych (R3), podczas gdy systemy Ellenberga i Zarzyckiego nadają im walor indykatorów siedlisk słabokwaśnych i słabozasadowych (R4); wynik ten wskazuje na ubogie, kwaśne brunatne gleby Szwajcarii zajęte przez siedliska lasów bukowych.

Trzecia część pracy koncentruje się na wykazaniu roli wskaźnikowej konkretnego płatu roślinnego – na podstawie składu gatunków i ich udziału powierzchniowego. Omawia możliwości wykorzystania różnych ujęć fitoindykacyjnych zależnie od postawionego celu: udziału pełnej listy gatunków, tylko gatunków dominujących, średnich ważonych dla danego płatu, czy ekologicznych grup gatunków o podobnych (często skrajnych) wymaganiach. Wyniki skonfrontowane z bezpośrednimi pomiarami glebowymi dały dowód na duży stopień wiarygodności liczb wskaźnikowych. Wskazano również „dobre indykatory” czyli zbiorowiska roślinne – z reguły o wąskiej amplitudzie ekologicznej względem parametrów siedliska (m.in. murawy ciepłolubne, wrzosowiska, torfowiska) oraz „złe” (lub „obojętne”) zwykle o szerokim spektrum wymagań siedliskowych (dla przykładu – zbiorowiska leśne w różnych stadiach rozwojowych o nie utrwalonej strukturze).

W skali ponadregionalnej (rozpiętość ok. 2000 km) wykazano, że bory sosnowe ze związku *Dicrano-Pinion* i *Phyllodoco-Vacinion* są dobrymi wskaźnikami zmieniającego się stopnia kontynentalizmu klimatu i temperatury. W skali regionalnej zilustrowano na wybranych przykładach zbiorowisk roślinnych zmienność przestrzenną roślinności jako wskaźnika różnych cech środowiska fizycznogeograficznego; i jej znaczenia jako pewnego rodzaju „odcisku” (fingerprint) w śledzeniu przemian klimatycznych związanych ze zjawiskiem globalnego ocieplenia, a także zmian zachodzących w siedlisku i podążającej za nimi przebudowy struktury zbiorowisk roślinnych – decydującej o ich walorze fitoindykacyjnym.

Ostatnia część pracy dotyczy wybranych przykładów ilustrujących możliwości wykorzystania metod fitoindykacyjnych w praktyce.

11.1. ZAKRES STOSOWALNOŚCI METOD FITOINDYKACYJNYCH

OGRANICZENIA W STOSOWANIU SKAL EKOLOGICZNYCH LICZB WSKAŹNIKOWYCH

1. Liczby wskaźnikowe gatunków roślin nie wynikają z systematycznie prowadzonych pomiarów klimatycznych i glebowych, lecz głównie z tere-

nowych doświadczeń ekologów roślin oraz obserwacji występowania gatunków w różnych miejscach.

2. Stosowanie liczb wskaźnikowych może zawierać element „zamkniętego koła”, wówczas, gdy wartości liczb wskaźnikowych są pochodną składu gatunkowego stanowiska, dla którego znane są mierzone wartości czynników środowiskowych. Jeżeli liczby wskaźnikowe są szacowane lub skalowane na podstawie pomiarów elementów środowiska, unika się zjawiska „zamkniętego koła”.

3. Gatunki postępują za zmianami środowiskowymi z pewnym opóźnieniem. Na przykład meliorowane lasy łęgowe będą powoli rozwijać roślinność typową dla gleb świeżych, ponieważ wiele gatunków bagiennych może przeżyć przez dziesięciolecia w zmienionych warunkach, a nowi przybysze potrzebują czasu by się w nich utrwalić. W takich okolicznościach gatunki sporadyczne, o niskim porywaniu będą pierwszym zwiastunem zachodzących zmian w siedlisku. Natomiast niskie pokrywanie obniża, a często eliminuje stosowalność gatunków jako indykatorów zmienności przestrzennej czynników środowiskowych.

4. Wartości średnich ważonych dla stanowiska nie zawsze wskazują na bieżące warunki miejsca. Na przykład średnie ważone światła (L) są niskie w lasach liściastych, ponieważ tylko tolerujące cień gatunki z niską wartością L przeżyją we wnętrzu ciemnych lasów w lecie. Oczywiście średnie te nie odpowiadają fenologii lasów w okresie wiosennym.

5. Niektóre wilgotne siedliska bywają suche w okresie lata, czego nie odzwierciedlają wysokie średnie wilgotności (F). W tym celu H. Ellenberg dodał specjalne znaki dla tych gatunków, które występują w miejscach z wysoką fluktuacją poziomu wody lub na okresowo zalewanych siedliskach.

6. Dla wielowarstwowych zbiorowisk leśnych takich jak lasy, obliczanie średniej wskaźnikowej wartości ważonej dla zbiorowiska leśnego naraża na pewne wątpliwości dotyczące uwzględnienia w analizie wszystkich gatunków, czy tylko warstwy przyziemnej? Drzewa i w mniejszym stopniu krzewy są często sadzone, ich korzenie penetrują głębsze poziomy gleby i eksploatują inne środowisko niż rośliny zielne. Gatunki drzew mogą też wskazywać na ontogenetyczne przesunięcia ich odpowiedzi na warunki środowiska podczas ich wczesnych stadiów życiowych (Kowarik, Seidl 1989; Diekmann 1994).

7. Analizie fitoindykacyjnej powinny podlegać płaty możliwie jednorodne, w przeciwnym wypadku wyniki mogą być zwodnicze lub nonsensowne. Na przykład torfowiska, których struktura kępkowo-dolinkowa nie pozwala na wiarygodną średnią wilgotności „F”, ponieważ nie wskazuje ona

na poziom wody w żadnej partii badanej powierzchni, z wyjątkiem małej przejściowej strefy między dwoma elementami – kęp i dolinek torfowiska. W lasach sosnowych Fennoskandii z warstwą kwaśnego humusu leżącego na podłożu wapiennym występuje często „mieszanka” bazyfilnych i kwasolubnych gatunków. Spektrum właściwości wskaźnikowych gatunków odzwierciedla ten skład gatunkowy, natomiast średnia ważona jest w takim wypadku błędną miarą indykacji stopnia zakwaszenia gleb.

8. Na powierzchniach silnie antropogenicznie przekształconych tworzone są nowe siedliska zmieniając relacje konkurencyjne między gatunkami. Wiele z nich może rozszerzać miejsca swego występowania, w zależności od siły konkurencyjnej. I tak na przykład wiechlina błotna *Poa palustris* w ruderalnych zbiorowiskach dużych miast, wskazuje przede wszystkim na zaburzenia antropogeniczne, a nie na specyficzne dla niej warunki siedliskowe żyznych, wilgotnych, aluwialnych łąk. W takich wypadkach liczby indykacyjne powinny być sprawdzane lub nie stosowane wcale (Kowarik, Seidling 1989).

9. Im większy geograficzny dystans dzieli badaną powierzchnię od objętej analizą Ellenberga, tym większe jest ryzyko, popełnienia błędu (van der Maarel 1993; Dierschke 1994). Należy sobie postawić podstawowe pytanie do jakiego stopnia wartości wskaźnikowe mogą być stosowane poza środkową Europą oraz czy liczby wskaźnikowe wyrażają podstawowe ekologiczne optima gatunków lub czy są to ekologiczne optima zależne od obecności i/lub pokrycia potencjalnych konkurentów (Thompson i in. 1993), i które zmiany wynikają z geograficznej lokalizacji? Gatunki mogą zmieniać preferencje w stosunku do siedlisk zależnie od klimatu. Dla przykładu gatunki rozmieszczone na południu, mogą w północnej Europie występować na południowo eksponowanych, ciepłych stokach (Sjörs 1967). Pod tym kątem wskaźniki Ellenberga były testowane w kilku krajach europejskich m.in. w Polsce przez M. Degórskiego (1982), E. Roo-Zielińską (2002, 2003), w Słowacji przez Jurko (1984), we Włoszech przez L. Celesti-Grappo i in. (1993) i w Wielkiej Brytanii przez K. Thompsona i in. (1993). W zasadzie badania te dają dowód na wiarygodność liczb wskaźnikowych dla większości gatunków w dużej skali geograficznej.

10. Indykatorami komponentów środowiska abiotycznego nie powinny być zbiorowiska roślinne (lub trzeba do interpretacji ich waloru fitoindykacyjnego podchodzić bardzo ostrożnie) o nieustabilizowanej, rozchwianej strukturze florystyczno-siedliskowej, nietrwałej, znajdujące się w fazie dynamicznych przemian sukcesyjnych (m.in. młodniki leśne, zarastające ugory) – w takiej sytuacji należy dysponować rzeczywistymi pomiarami gleb i cech klimatu (m.in. Roo-Zielińska 1994).

11. W literaturze są dyskutowane teoretyczne i praktyczne aspekty różnych ujęć fitoindykacyjnych (ter Braak, Barendregt 1986; ter Braak, Gremmen 1987). Im bardziej rozkład gatunków w klasach zmienności skal fitoindykacyjnych zbliża się do kształtu krzywej jednowierzchołkowej w danym płacie roślinnym, tym większa jest wiarygodność średniej ważonej (Möller 1987, 1992; Kowarik, Seidling 1989; Roo-Zielińska w tej pracy).

ZALETY STOSOWANIA EKOLOGICZNYCH LICZB WSKAŹNIKOWYCH I ICH RELACJE DO MIERZONYCH PARAMETRÓW ŚRODOWISKA ABIOTYCZNEGO

1. Ogromną zaletą fitoindykacji geobotanicznej jest to, iż pozwala ona na szybkie i tanie, a jednocześnie ściśle określenie stanu i przemian wielu elementów środowiska przyrodniczego bez większych nakładów finansowych oraz uciążliwych i kosztownych prac laboratoryjnych.

2. Warte zauważenia jest, że ekologiczne liczby wskaźnikowe nie wyrażają aktualnych fizjologicznych wymagań gatunków lecz charakteryzują ekologiczną ich reakcję, uwzględniającą konkurencję między gatunkami.

3. Metody fitoindykacyjne pomagają oszacować wartość czynników środowiskowych albo, dla których dostępne są tylko dane o roślinności, a brak jest pomiarów środowiskowych. Średnie ważone mogą być wykorzystane w paleo-środowiskowych analizach, szczególnie przy rekonstrukcji pH wody jezior z nagromadzonych okrzemek i sedimentów jezior.

4. Z praktycznego punktu widzenia indykacja azotu glebowego wydaje się szczególnie użyteczna, ponieważ jest on jednym z najważniejszych składników odżywczych w lądowych ekosystemach. Zdecydowanie trudniej jest go mierzyć laboratoryjnie niż odczyn (pH) gleby, czy wilgotność. Warto tu zaznaczyć, że liczba azotu „N” szacowana na podstawach fitoindykacji może odpowiadać: 1) zawartości mineralnych związków azotowych, 2) relacji C/N, 3) pomiarom innych nutrientów takich jak związków potasu (K) i fosforu (P), a także 4) innym parametrom pochodnych samych roślin (biomasy, koncentracji azotu w liściach). Nie ma wyraźnego dowodu na to, który czynnik jest najlepiej indykowany przez liczby N. Można mówić o pewnych generalizacjach: 1) całkowita zawartość mineralnych związków azotowych (NO_3^- i NH_4^+) jest w wielu przypadkach słabo indykowana przez średnie ważone N, natomiast często inne składniki odżywcze (P, K) są dobrze szacowane na podstawie wartości średnich ważonych N, 3) parametry „pochodne” od roślinności, przede wszystkim biomasa najlepiej odpowiadają średnim ważonym „N”, wskazującym, że liczby N nie odzwierciedlają odpowiedzi gatunków na zawartość azotu w glebie lecz efektywnie integrują dostawę kilku składników odżywczych i innych parametrów powiązanych z potencjałem siedliska i produkcją bio-

masy. Faktycznie wyniki potwierdzają sugestię, że lepiej związane z liczbami N są „wartości produktywności” (Ellenberg i in. 1991; Hill, Carey 1997; Schaffers, Sykora 2000).

5. W wielu pracach wykazano wysokie korelacje między indykowanym i mierzonym pH. A.P. Schafers i K.V. Sykora (2000) wykazali, że dla $\text{pH} > 5$, średnie ważone R nie zmieniają się istotnie. Innymi słowy użycie takich średnich zamiennie z pH gleby może być w takich sytuacjach niewłaściwe. Zauważają oni, że odczyn gleby nie jest nutrientem, lecz wpływa na „odżywczy status” i dostępność dla roślin wielu innych elementów w glebie. Wiele z nich: zawartość wymiennego wapnia (Ca_{e}), całkowita zawartość wapnia oraz wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym, lepiej odpowiada wartościom średnich ważonych R niż pH. A.P. Schaffers, K.V. Sykora (2000) w swoich pracach sugerują, zastąpienie liczby „R” (reakcji) Ellenberga „liczbą wapnia”. Natomiast holenderscy naukowcy (Warmelink i in. 2002) w dużym zbiorze danych (3000 powierzchni zbiorowisk łąkowych) w Holandii, a także Roo-Zielińska (mat. npubl.) w różnych typach zbiorowisk roślinnych Poniidzia znaleźli istotny statystycznie związek średnich ważonych (R) z mierzonymi wartościami pH.

6. Ertsen i in. (1998) wykazali, że w analizowaniu relacji między roślinnością, a poziomem wody gruntowej powinna być uwzględniona także struktura gleby. Niektórzy badacze m.in. M. Diekmann (1995) wyrażają pogląd, że najniższe wartości mierzonych parametrów wilgotności (wilgotność chwilowa, głębokość zwierciadła wody gruntowej) dają nieco lepsze korelacje ze średnimi ważonymi F, niż przeciętne wartości mierzonych parametrów – wskazują bowiem, że wrażliwość roślin na okresową lub przypadkową suszę jest ważniejsza niż ich długookresowa przeciętna wilgotność oraz tolerancja na przypadkowe okresy wysokiej wilgotności gleby (Schaffers, Sykora 2000).

7. Liczby wskaźnikowe służyć mogą do zbierania całościowych informacji na temat czasowych fluktuacji czynników, takich jak poziom wody gruntowej, który nie może być identyfikowany przez pojedyncze obserwacje (Zonneveld 1983; ter Braak, Gremmen 1987; Kowarik, Seidling 1989; van der Maarel 1993; Dierschke 1994; ter Braak i in. 1994).

8. Wszystkie opracowane na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wyniki ujęć fitoindykacyjnych można przedstawiać na mapach w skali zależnej od postawionego celu opracowania. Dotyczy to zarówno zróżnicowania przestrzennego danej cechy (Roo-Zielińska 2000), jak również jej zmienności w czasie (Kostrowicki i in. 1991).

9. Dla rozpoznania procesów jakie aktualnie zachodzą w środowisku, należy, obok gatunków dominujących, zwrócić szczególną uwagę na ga-

tunki mniej liczne, ich żywotność, ekspansję i inne cechy ekologiczne. One bowiem są forpocztą zachodzących zmian, a tym samym wskazują kierunki przekształceń.

10. Roślinność mimo jej częściowego zniszczenia nie traci swych własności wskaźnikowych, nadaje się zatem doskonale do obserwacji i identyfikacji antropogenicznych przemian zachodzących w środowisku pod wpływem działalności człowieka.

11. Na podstawie wartości fitoindykacyjnych (niezależnie od możliwości ich przełożenia na bezpośrednie pomiary) otrzymuje się obraz względnego różnicowania właściwości środowiska, zwłaszcza gleb (więcej – mniej, zmiana – brak zmiany), co umożliwia uporządkowanie badanych obiektów w przestrzeni i czasie i jest w większości przypadków wystarczającym wynikiem naukowym i praktycznym.

11.2. KIERUNKI DALSZYCH BADAŃ

Podjęta próba w niniejszej rozprawie powiązania systemu fitosocjologicznego z cechami diagnostycznymi i ekologicznymi (na podstawie liczb wskaźnikowych) gatunków – wprowadzie tylko dla jednostek fitosocjologicznych – związków zespołów łąkowych, wskazuje, że dla uzyskania jednoznacznych, wiarygodnych wyników, konieczne wydaje się przeprowadzenie szczegółowych analiz fitoindykacyjnych dla wszystkich, niżowych zbiorowisk roślinnych Polski, których charakterystyka fitosocjologiczna i siedliskowa znajduje się w opracowaniach: „*Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*” W. Matuszkiewicza (1981, 2001) i „*Zespoły leśne Polski*” J.W. Matuszkiewicza (2001). Byłaby to próba powiązania, jak pisze E. van der Maarel (1993), do tej pory dość niezależnych systemów liczb wskaźnikowych z systemem syntaksonomicznym zbiorowisk roślinnych Polski.

Byłoby zadaniem ze wszech miar użytecznym wykonanie dla każdego typu zbiorowiska roślinnego, w różnych częściach Polski jak największej liczby zdjęć fitosocjologicznych oraz pobranie prób glebowych z poziomu próchniczno-akumulacyjnego, które pozwoliłyby na pokazanie optimum ekologicznego tego zbiorowiska, wyrażonego średnią wartością wskaźnikową oraz charakterystyką parametrów glebowych. Otrzymane statystycznie istotne zależności (linie regresji) między wartościami średnich ważonych fitoindykacyjnych, a bezpośrednimi pomiarami glebowymi pozwoliłyby odejść od uciążliwych prac terenowych i określać charakter ekologiczny zbiorowiska tylko na podstawach fitoindykacji.

LITERATURA

- Alechin W.W. 1924, *Wann und wo ist die Phytosoziologie entstanden?* Botaniska Notiser., Lund.
- 1925, *Ist die Pflanzenassoziation eine Abstraktion oder eine Realität?* Botanische Jahrbucher, 60.
- 1932, *Die vegetationsanalytischen Methoden der Moskauer Steppenforscher.* Handb. D. Biol. Arbeitsmethoden. Abderhalden, XI, 6.
- Aleksandrowa W.D. 1969, *Klassifikacija rastitelnosti*, Nauka.
- Andrzejewski R., 1980, *Ekofizjografia i ekologiczne kształtowanie środowiska biotycznego na obszarach zurbanizowanych*, Człowiek i środowisko, 4,4, s. 5–20.
- 1982, *Założenia i zasady tworzenia ekofizjograficznych podstaw osiedla mieszkaniowego na przykładzie zespołu osiedli mieszkaniowych w Białoleśce Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i środowisko, 6,3, 4, s. 275–288.
- 1985, *Ekologia a planowanie przestrzenne*, Wiad. Ekol., 31, 3, s. 253–273.
- Apalia-Šidlenė Dz., 1971, *Ob indikatorskich bioekogrupach. Teoretičeskije voprosy fitoindikacii*. AN. SSSR. Izd. Nauka, Leningrad, s. 37–43.
- Arndt U. 1982, *Comparability and standarization of bioindication processes*, Task for vegetation science, 7, s. 129–130
- Austin M.P., 1987, *Models for the analysis of species' response to environmental gradients*, Vegetatio, 69, 1–3, s. 35–45.
- Balogh L., Botta-Dukat Z., Dancza I., 2003, *What kind of plants are invasive in Hungary?* [w:] L. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson, *Plant invasions ecological threats and management solutions*, s. 131–146.
- Bańkowska R., Garbarczyk H., 1982, *Charakterystyka terenów badań oraz metod zbierania i opracowywania materiałów*, [w:] R. Bańkowska, H. Garbarczyk (red.), *Zoologiczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleśka Dworska w Warszawie*, Fragmenta Faunistica, 26, s. 17–27.
- Bekker R.M., Knevel I.C., 2003, *Life history traits of the Northwest European flora: A data-base (LEDA)*, Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science „Water Resources and Vegetation; June 8–14, Napoli (Naples), s. 20.
- Bhaju D.R., Ohsawa M., 1998, *Effects of nature trails on ground vegetation and understory colonization of a patchy remnant forest in an urban domain*, Biol. Conserv., 85, s. 123–135
- Binkley D., Högborg P., 1997, *Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests?* Forest Ecology and Management, 92, s. 199–152.
- Böcker R., Kowarik I., Bornkamm R., 1983, *Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg*, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 11, s. 35–56.
- Borowiec S., 1972a, *Przydatność i możliwość stosowania dla potrzeb rolnictwa ekologicznej oceny czynników siedliskowych metodą Ellenberga*, Biul. KPZK PAN, 71, s. 65–94.
- 1972 b, *Ocena ekologicznej treści kompleksów przydatności rolniczej gleb przy pomocy roślin*, Biul. KPZK PAN, 71, s. 96–110.

- Borowiec S., Kutyna I., Skrzyczyńska J., 1975, *Przestrzenne rozmieszczenie zbiorowisk chwastów na Pomorzu Zachodnim jako wyraz zróżnicowania warunków siedliskowych*, Zeszyty Nauk. AR w Szczecinie, 50, s. 49–62.
- Boryczka J., 1998, *Zmiany klimatu Ziemi*, Wyd. Dialog, Warszawa.
- Bossuyt B., Hermy M., 2001, *Influence of land use history on seed banks in European Temperate forest ecosystems, A review*, *Ecography* 24, s. 225–238.
- Braun-Blanquet J., 1951, *Pflanzensoziologie. Gründzuge der vegetationkunde*, Springer, Wiedeń, 631 ss.
- Breymeyer A., 1998, *Badania borów na transekcje klimatycznym wzdłuż równoleżnika 52° (od 12° do 32°) i na transekcje śląskim. Założenia ogólne*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, *Dokum. Geogr.*, 13, s. 12–28.
- 2003, *Scots pine (Pinus sylvestris) ecosystem response to climate on a temperate to boreal forest transect: project description*, [w:] A. Breymeyer, D. Reed (red.) *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, *Polish Journal of Ecology*, 51, 4, s. 399–401.
- Breymeyer A., Reed D. (red.), 2003, *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, *Polish Journal of Ecology*, 51, 4.
- Breymeyer A., Roo-Zielińska E. red., 1998, *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, *Dokum. Geogr.*, 13, 212 ss.
- Brown R.T., Curtis J.T., 1952, *The upland conifer-hardwood forests of Northern Wisconsin*, *Ecological Monographs*, 22, s. 217–234.
- Cajander A.K., 1909, *Über Waldtypen*, *Acta forest. Fenn.*, 1.
- 1913, *Studien über die Moore Finnlands*, *Acta forest. Fenn.*, 2.
- 1921, *Zur frage gegenseitigen Beziehungen zwischen Klima, Boden und Vegetation*, *Acta forest. Fenn.*, 21.
- 1922, *Zur Begriffbestimmung auf dem Gebiet der Pflanzentopographie*, *Acta forest. Fenn.*, 22.
- 1923, *Was wird mit den Waldtypen bezweckt?* *Acta forest. Fenn.*, 25.
- 1925, *Der gegenseitige Kampf in der Pflanzenwelt*, *Veröff. Geobot. Inst. Rübel*, 3.
- Cajander A.K., Ilvessalo, Y., 1921, *Über Waldtypen II*, *Acta forest. Fenn.*, 20.
- Candolle A. de, 1855, *Géographie botanique raisonnée*, Paris – Genève.
- Celesti Grapow L., Pignatti E., Pignatti S., 1993, *Ellenbergs Zeigerwerte zur ökologischen Bewertung der archäologischen Zonen in Rom*, *Phytocoenologia*, 23, s. 291–299.
- Clements F.E., 1916, *Plant succession: an analysis of development of vegetation*, Carnegie Institute Publication. Nr 242, Washington, D.C.
- 1920, *Plant indicators: the relation of plant communities to process and practice*. Carnegie Inst. Wash., Publ., 290, 388 ss.
- 1936, *Nature of structure of the climax*, *Journal of Ecology*, 24, s. 252–284.
- 1949, *Dynamics of vegetation*, Macmillan (Hafner Press), New York.
- Cottam G., Curtis J.T., 1949, *A method for making rapid surveys of woodlands by means of pairs of randomly selected trees*, *Ecology*, 30, s. 101–104.

- 1956, *The use of distance measures in phytosociological sampling*, Ecology, 37, s. 451–460
- Curtis J.T., 1959, *The Vegetation of Wisconsin: An Ordination of Plant Communities*, Univ. Wisconsin, Madison, 657 ss.
- Darńczy S., Bolyńs A., Dezso Z., Pazsit A., Magy. J., Nagy M., 1988, *Could mosses be used for subsequent mapping of the Czarnobyl fallout?* Naturwissenschaften, 75, s. 569–570.
- De Vries W., Reinds G.J., Posch M., Sanz M.J., Krause G.H.M., Galatayud V., Renaud J.P., Dupouey J.L., Sterba H., Vel E.M., Dobbertin M., Gundersen P., Voogd J.C.H., 2003, *Intensive of monitoring of forest ecosystems in Europe, Technical Report 2003*, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, s. 61.
- Degórski M., 1982, *Usefulness of Ellenberg bioindicators in characterizing plant communities and forest habitats on the basis of data from the range „Grabowy” in Kampinos forest*, Ekologia Polska, 30, s. 453–477.
- 1984, *Porównanie stopnia kontynentalizmu w Polsce określanego metodami klimatologiczną i bioindykacyjną*, Przegl. Geogr., 56, 3–4, s. 55–73.
- 1998, *Zróżnicowanie fizykochemicznych właściwości gleb siedlisk borów i borów mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52°N, od 12° do 32° E) i „śląskim”*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, Dokum. Geogr., 13, s. 41–55.
- 2002, *Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielicoziemnych środkowej i północnej Europy, a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 182, 189 ss.
- 2003, *Morphological genesis and differentiation of the soil properties of pine forest soils in relation to geographical position*, [w:] A. Breymeyer, D. Reed (red.), *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, Polish Journal of Ecology, 51, 4, s. 441–459.
- Diekmann M., 1994, *Deciduous forest vegetation in Boreo-nemoral Scandinavia*, Acta Phytogeographica suecica, 80, s. 1–112.
- 1995, *Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden*, Ecography, 18, s. 178–189.
- 1996, *Ecological behavior of deciduous hardwood trees in Boreo-nemoral Sweden in relation to light and soil conditions*, Forest Ecology and Management, 86, s. 1–14.
- 2003, *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review*, Basic and Applied Ecology, 4, s. 1–14.
- Diekmann M., Brunet J., Rühling A., Falkengren-Grerup U., 1999, *Effects of nitrogen deposition, as a results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in South Sweden*, Plant Biology, 1, s. 471–481.
- Diekmann M., Dupré C., 1997, *Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis*, Journal of Vegetation Science, 8, s. 855–864.
- Diekmann M., Falkengren-Grerup U., 1998, *A new species index for forest vascular plants: development on functional indices based on mineralization rates of various forms of nitrogen*, Journal of Ecology, 86, s. 269–283.

- 2002, *Prediction of species response to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits*, Journal of Ecology, 90, s. 108–120.
- Diekmann M., Lawesson J.E., 1999, *Shifts in ecological behaviour of herbaceous forest species along a transect from northern Central to North Europe*, Folia Geobotanica, 34, s. 127–141.
- Diels L. 1918, *Pflanzengeographie*, Sammlung Götschen, Berlin – Leipzig.
- Dierschke H., 1994, *Pflanzensoziologie*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dierschke H., Wittig B., 1991, *Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland). Veränderungen in 25 Jahren (1963–1988)*, Tuexenia, 11, s. 171–190.
- Drude O. 1890, *Handbuch der Pflanzengeographie*, Stuttgart.
- 1913, *Die Ökologie der Pflanzen*, Die Wissenschaft.
- Düll R., Kutzelnigg H., 1986, *Neues botanisch – ökologisches Excursionstaschenbuch*, IDH, Rheurdt, s. 256.
- Dupré C., Diekmann M., 1998, *Prediction of occurrence of vascular plants in deciduous forests of south Sweden by means of Ellenberg indicator values*, Applied Vegetation Science 1, s. 139–150.
- Durwen K.J., 1982, *Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und –planung mit Hilfe der EDV- Voraussetzungen*, Instrumentarien Methoden und Möglichkeiten Arbeitsber. Lehrst. Landschaftsökol., Münster, 5, s. 1–138.
- Dzwonko Z., 2001a, *Assesment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values*, Journal of Applied Ecology, 38, s. 942–951.
- 2001b, *Migration of vascular plant species to a recent wood adjoining ancient woodland*, Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 70, 1, s. 71–77.
- Dzwonko Z., Gawroński S., 1994, *The role of woodland fragments, soil types and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills*, Vegetatio, 111, s. 149–160.
- Dzwonko Z., Loster S., 2000, *Testing of Ellenberg and Zarzycki indicator values as predictors of soil and light conditions in woodlands*, [w:] K. Zarzycki, Wójcicki J., Wołek J., Korzeniak U. (red.), *Festschrift, Fragmenta Floristica et Geobotanica Ann.*, 45, 1–2, s. 49–62.
- 2001, *Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Typologia zbiorowisk i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym*, Prace Geogr., 178, Warszawa, s. 119–133.
- Ellenberg H., 1950, *Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden*, Landwirtsch. Pflanzensoz., 1, s. 1–141.
- 1952, *Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten*, Ber. Dt. Bot. Ges., 65, s. 351–361.
- 1956, *Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde*, [w:] H. Walter (red.), *Grundlagen der Vegetationsgliederung*, t. IV, Einführung in die Phytologie, I, Stuttgart, s. 136.

- 1974, *Zeigerwerte der Gefasppflanzen Mitteleuropas*, Verlag Erich Goltze KG Göttingen, 97.
- 1979, *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. 2. Aufl., Scripta Geobot., 9, s. 1–122.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D., 1991, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, Scripta Geobotanica, 18, Göttingen, s. 1–248.
- Engler A., 1879, *Versuch einer Entwicklungsgeschichte der Pflanzenwelt*, Leipzig Bd.I
- Enquist F., 1924, *Sambandet mellan klimat och växtgränser*, Geol. Fören. Förhandl., 46, H. 1–2.
- Ertsen A.C.D., Alkemade J.R.M., Wassen M.J., 1998, *Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands*, Plant Ecology, 135, s. 113–124.
- Ewald J., 2003, *The sensivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés*. Basic. Appl. Ecol., 4, s. 507–513.
- Fabijanowski J., Zarzycki K., 1965, *Roślinność rezerwatu leśnego „Świnia Góra” w Górach Świętokrzyskich*, Act. Agrobot. Silv., Ser. Leśna, 5, s. 61–103.
- 1967, *Wody gruntowe w zbiorowiskach leśnych Nadleśnictwa Bliżyn (Góry Świętokrzyskie)*, Act. Agrobot. Silv., Ser. Leśna, 7, s. 61–103.
- Fabiszewski J., (red.), 1983, *Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych*, Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk Oddział we Wrocławiu, 461 ss.
- Falińska K., 1997, *Ekologia roślin. Podstawy teoretyczne, populacja, zbiorowisko, procesy*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 452 ss.
- Faliński J.B., 1966, *Antropogeniczna roślinność Puszczy Białowieskiej jako wynik synantropizacji naturalnego kompleksu leśnego*, Dissertationes Universitatis Varsoviensis, 13, 256 ss.
- 1972, *Synantropizacja szaty roślinnej – próba określenia istoty procesu i głównych kierunków badań*. Phytocoenosis, 1.3, s. 157–170.
- 1986, *Sukcesja roślinności na nieużytkach porolnych jako przejaw dynamiki ekosystemu wyzwolonego spod długotrwałej presji antropogenicznej*, Cz. 1, Wiad. Botaniczne, 30.1, s. 25–50.
- 1991, *Kartografia geobotaniczna ogólna i stosowana*, cz. 3, PPWK, Warszawa-Wrocław, 355 ss.
- (red.), 1994, *Vegetation under the diverse anthropogenic impact as object of basic phytosociological map*, Supplementum Cartographiae Geobotanicae, Warszawa-Białowieża, N.S., 6. 134 ss.
- 2001, *Interpretacja współczesnych przemian roślinności na podstawach teorii synantropizacji i teorii syndynamiki*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Między geografią a biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, Prace Geogr., 179, s. 31–53.
- Falkengren-Group U., 1995, *Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden*, Ecological Bulletins, 44, s. 215–226.
- Fałtynowicz W., 2001, *Ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza w Starogardzie Gdańskim przy wykorzystaniu porostów jako wskaźników biologicznych*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Między geografią a biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, Prace Geogr. IGiPPAN, 179, s. 188–195.

- Feige G.B., Niemann L., Jahke S., 1990, *Lichens and mosses – silent chromists of the Chernobyl accident*, Bibl. Lichenol., 38, s. 63–77.
- Frank D., Klotz S. (red), 1990, *Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2 Aufl.*, Wissenschaftl. Beitr. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ,32, s. 1–167.
- Gacka-Grzesikiewicz E., Różycka W., 1977, *Obszary chronione a przestrzenna struktura aglomeracji*, Inst. Kształt. Środ., Warszawa, 75 ss.
- Godefroid S., Massant W., Koedam N. *Sensivity of herbaceous species to soil compaction and soil moisture in a beech forest*, Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science „Water Resources and Vegetation”; June 8–14, 2003, Napoli (Naples), 105 ss.
- Gordon S.R., Sims R., 1997, *Indicator plant species in Canadian forests*, Canadian Forest Service Natural Resources Canada, Ottawa, 218 ss.
- Greene E.L., 1909, *Landmarks of botanical history*, Smithsonian. Misc. Coll., 54, s. 1–329.
- Grime J.P., 1977, *Evidence for for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory*, American Naturalist, 111, s. 1169–1194.
- 1979, *Plant strategies and vegetation processes*, J. Wiley and Sons, 222 ss.
- 1985, *Towards a functional description of vegetation*, [w:] J. White (red.), *The population structure od vegetation*, Handb. Veg. Sci., 3, Dr W. Junk Publishers, s. 503–514.
- Grisebach A. 1872, *Die Vegetation der Erde nach ihrer klimatischen Anordnung*, Leipzig.
- Grodzińska K., 1978a. *Acidity of tree bark as bioindicator of forest pollution in Southern Poland*, Water, Air and Soil Pollution, 7, s. 3–7.
- 1978b, *Mosses as a bioindicators of heavy metal pollution in Polish National Parks*, Water, Air and Soil Pollution 9, s. 83–97.
- 1979, *Bioindykacja skażeń środowiska Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miejskiego związkami siarki i metalami ciężkimi*, [w:] *Ocena degradacji naturalnego środowiska ziem południowo-zachodniej Polski*, PAN, Oddział we Wrocławiu, Sesja Naukowa, 11–12 listopada 1977, s. 299–308.
- 1981, *Zawartość siarki ogólnej w szpilkach sosny zwyczajnej (Pinus sylvestris) z Puszczy Niepołomickiej*, Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej 9, s. 293–301.
- Grodzińska K., Godzik B., Szarek G., Braniewski S., Chrzanowska E., Pawłowska B., Budziakowska E., 1992, *Biowskażniki i ich rola w ocenie stanu środowiska*, [w:] *Projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska*, Inst. Podst. Problemów Ekologii Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska, s. 25.
- Grodziński W., Yorks T.P., 1981, *Species and ecosystem level bioindication of airborne pollution: an analysis of two major studies*, Water Air Soil Pollut., 16, s. 33–53.
- Guillitte O., de Brabant B., Gassia M.C., 1990, *Use of mosses and lichens for the evaluation of the radioactive fallout, deposits and flows under forest-cover*, Mem. Soc. Roy. Bot. Belg., 12, s. 89–99.

- Gustafsson L. 1994. *A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants*, *Eco-graphy*, 17, s. 39–49, Copenhagen.
- Gworek B., Degórski M., 2000, *Borówka (Vaccinium myrtillus) oraz igły sosny (Pinus silvestris) wskaźnikami zanieczyszczeń środowiska metalami ciężkimi w wybranych siedliskach borowych na obszarze Polski*, *Roczniki Gleb.*, 60, 1/2, s. 79–86.
- Harper J.L., White J., 1970, *The dynamics and plant populations*, *Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul.*, s. 41–63.
- Harwell M.A., Harwell C.C., Weinstein D.A., Kelly J.R., 1990, *Characterizing ecosystem responses to stress*, *Ecological Risks, Perspectives from Poland and the United States*, s. 91–115.
- Härtel O., Grill D., 1972 *Die Leitfähigkeit von Fichten borken Extrakten als empfindlicher indicator für Luftverunreinigungen*, *Eur. J. Forest Path.*, 2, s. 205–213.
- Hermý M., Honnay O., Fribank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E., 1999, *An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest consevation*, *Biological Conservation*, 91, s. 9–22.
- Hilbig W., Mahn E.G., Schubert R., Wiedenroth E.M., 1962, *Die ökologisch-soziologischen Artengruppen der Ackerunkrautvegetation Mitteldeutschlands*, *Bot. Jahrb.*, 81.
- Hill M.O., Carey P.D., 1997, *Prediction of yield in the Rothamsted Park grass experiment by Ellenberg indicator walues*, *Journal of Vegetation Sciences*, 8, s. 579–586.
- Hill M.O., Mountford J.O., Roy D.B., Bunce R.G.H., 1999, *Ellenberg's indicator values for British plants*, *Ecofact*, 2, Technical Annex.
- Hill M.O., Ramsay J., *Chwasty jako wskaźniki warunków glebowych*, (Hill i Ramsay publikacja htm).
- Humboldt A., 1805, (wyd. pol. 1851), *Kosmos. Rys fizycznego opisu świata II*, Nakł. H. Natansona, Warszawa, 555 ss.
- Ilinskij A.P., 1937, *Rastitielnost ziemnogo szra*, Izdat. Akad. Nauk SSSR, Moskwa – Leningrad.
- Iversen J., 1936, *Biologische Pflanzentypen als helfsmittel in der Vegetationsforschung*, Kopenhaga, 224 ss.
- IUCN Red list of Thretend Plants (1997).
- Jackowiak B. 2000, *Chorological and ecological model of urbanophilous plant in central Europe*, [w:] B. Jackowiak, W. Żukowski (red.), *Mechanisms of antropogenic changes of the plant cover*, s. 125–141.
- Jalas J., 1955. *Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten ein terminologischer Reformversuch*, *Acta Soc. Fauna Flora fenn*, 72, s. 1–15.
- Jaroszewski T., 1982, *Uwarunkowania hydrologiczne w rejonie projektowanego zespołu osiedli mieszkaniowych w Białoleśce Dworskiej w Warszawie*, *Człowiek i Środowisko*, 6, 3–4, s. 311–334.

- Kalela A., 1961, *Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Paralleltypen*, Arch. Soc. Zool. Bot. Fenn., „Vanamo”16, Suppl.
- Kalvova J., 1996, *Climate change scenarios for the Czech Republic*, Narodni Klimaticky Program Česka Republika, 24.
- Kaussmann B., Kudoke J., 1973, *Die ökologisch-soziologischen Artengruppen der Ackerunkrautvegetation Für den Norden der DDR*, Feddes Repert., 84, 7–8, s. 589–605.
- Kellner O., Redbo-Torstensson P., 1995, *Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests*, Ecological bulletins, 44, s. 227–237.
- Kershaw K.A., 1978, *Ilościowa i dynamiczna ekologia roślin*, PWN, Warszawa, 382 ss.
- Khanina L.G., Bobrovsky M.V., Karjalainen T., Komarov A.S., 2001a, *A review of recent projects on forest biodiversity investigations in Europe including Russia*, European Forest Institute Internal Report, 3., 65 ss.
- Khanina L.G., Smirnov V.E., Bobrovski M.V., 2001b, *Analysis of forest vegetation in the reserve “Kalužskie zaseki” by methods of numerical ecology*, Bulletin Mosk. Obschestva Ispytatelej Prirody, Ser. Biologicheskaja.
- Kirby K.J., 1988, *Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites*, Forestry, 61.4, s. 317–338.
- 1990, *Changes in the ground flora of a broadleaved wood within a clear fell, group fells and a coppiced block*, Forestry Oxford, 63.3, s. 241–249.
- Kiszka J., 1990, *Lichenindykacja obszaru województwa krakowskiego*, Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej, 18, s. 201–212.
- Klapp, E., Boeker P., König F., Stächlin A., 1953, *Wertzahlen der Grönland pflanzen*. Grönland 2, s. 38–40.
- Klimeš L., Klimešová J., 1999, *CLO-PLA2 – a data base of clonal plants in central Europe*, Plant Ecology, 141, s. 9–19.
- Knabe W. 1982, *Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: Suitable bioindicators for different imissions types*, Task for vegetation sciences, 7, s. 59–72.
- Kondracki J., 1966, *Studia geograficzne w powiecie pińczowskim*, Prace Geogr IG PAN, 47.
- Konecka-Betley K., Czarnowska K., Czerwiński Z., Janowska E., Kępka M., Prac J., Russel S., 1982, *Uwarunkowania glebowe do projektu zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolecie Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, 3–4, s. 371–402.
- Kornaś J., 1968, *Geograficzno-historyczna klasyfikacja roślin synantropijnych*, Mat. Zakł. Fitosoc. Stos. U.W., 25, s. 33–41.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 2002, *Geografia roślin*, PWN, Warszawa, 634 ss.
- Korneck D., Sukopp H., 1988, *Rote liste in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen verschollenen und gefährdeten. Farn – und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten und Biotopschutz*, Schriftenr. Veg. kunde 19, s. 1–210.
- Kostrowicki A.S., 1971, *Możliwości oceny środowiska przyrodniczego przypomocy wskaźników roślinnych*, Przegl. Geogr., 65,3, s. 335–338.

- 1972, *Zagadnienia teoretyczne i metodyczne oceny synantropizacji szaty roślinnej*, Phytocoenosis, 1.3, Warszawa–Białowieża, s. 171–191.
- 1976, *A system based approach to research concerning the geographical environment*, Geographia Polonica, 33, s. 27–37.
- 1979, *Mechanisms stabilizing the structure of phytocoenosis subjected to an increasing impact of Man management*, Memorabilia Zool., 32, s. 25–36.
- 1981, *Metoda określania odporności roślin na uszkodzenia mechaniczne powstałe na skutek wydeptywania*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 139, Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- 1992, *System „człowiek-środowisko” w świetle teorii ocen*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 156.
- Kostrowicki A.S., Roo-Zielińska E., Solon J., 1991, *Changes of meadow communities – phytoindicative evaluation (Nida Valley case study)*, Phytocoenosis N.S. 3, Supplementum Cartographiae Geobotanicae, 2, s. 111–117.
- 1992, *Ocena stanu i przekształceń środowiska na podstawie wskaźników geobotanicznych*, [w:] *Projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska – dla potrzeb monitoringu*, Inst. Podst. Problemów Ekologii Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska, Warszawa (maszynopis powielony).
- Kostrowicki A., Solon J. (red.), 1994, *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr. 1–2, Warszawa, 197 ss.
- Kostrowicki A., Wójcik Z., 1972, *Podstawy teoretyczne i metodyczne oceny warunków przyrodniczych*, [w:] *Metody oceny warunków przyrodniczych produkcji rolniczej*, Biul. KPZK PAN, 71, Warszawa, s. 7–64.
- Kotarba A., 2001, *Lichenometryczne oznaczanie wieku form rzeźby wysokogórskiej*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Między geografią i biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 179, Warszawa, s. 197–208.
- Kovacs J. Attila, 1979, *Indicatori biologici ecologici si economici al florei pajistilor*, București, 50 ss.
- Kowarik I., 1988, *Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West)*. Landschaftsentwicklung TU Berlin, 56, s. 1–280.
- Kowarik J., Seiding W., 1989, *Zeigerwertberechnungen nach ELLENBERG – Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode*, Landschaft und Stadt, 21, s. 132–143.
- Kozłowska A., 1991, *Comparative analysis of ecological indicative values (according to Ellenberg and Zarzycki)*, Wiad. Bot., 35(1), s. 11–21.
- Krebs C.J., 1996, *Ekologia*, PWN, Warszawa, 734 ss.
- Krzymowska-Kostrowicka A., 1997, *Geoekologia turystyki i wypoczynku*, PWN, Warszawa, 238 ss.
- Kunick W., 1974, *Veränderungen von Flora und vegetation einer Grossstadt dargestellt am Beispiel von Berlin (West)*, Diss. Tu Berlin, 472 ss.
- Küchler A.W., Zonneveld I.S. (red.), 1988, *Vegetation mapping*. Handbook of vegetation science 10. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht / Boston / London.

- Kügler H., 1970, *Blütenökologie*, Fischer, Stuttgart, 345 ss.
- Kühn N., Amiet R., Hufschmid H., 1987, *Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus Atmosphäre*, Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 158, s. 77–84.
- Kühn L., Durka W., Klotz S., 2003, *BIOLFLOR – a database on biological and ecological traits of vascular plants in Germany: Applications with vegetation and distribution data*, Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science „Water Resources and Vegetation”; June 8–14, Napoli (Naples), s. 136.
- Landolt E., 1977, *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*, Veröffentlichungen Geobotanisches Institut ETH Stiftung Rübel, 64, Zürich.
- Lindacher R. (red.), 1995, *Phanart Datenbank der Gefasspflanzen Mitteleuropas, Erklärung der Kennzahlen, Aufbau und Inhalt (Phanart, Database of Centrauropean Vascular Plants, Explanation of codes, Structure and Contents)*, Veröffentlichungen Geobotanischen Institut der ETH Stiftung Rübel, 125, Zürich.
- Ładowski X., 1775, *S.P. Historia Naturalna Królestwa Polskiego*, Wyd. Kraków.
- Mahn E.G. 1965. *Die ökologisch-sociologischen Artengruppen der Xerothermrassen Mitteldeutschlands*, Ber. Dr. Bot. Ges., 78, 9, s. 398–399.
- Martin M.H., Coughtrey P.J., 1982, *Biological monitoring of heavy metal pollution – land and air*, Applied Science Publ., London, 11.
- Matuszkiewicz J.M., 1981, *Potencjalne zbiorowiska roślinne i potencjalne fitokompleksy krajobrazowe północnego Mazowsza*, Monogr. Bot., 62, s. 1–78.
- 1993, *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 158, 107 ss.
- 2001, *Zespoły leśne Polski*, PWN, Warszawa, 357 ss.
- Matuszkiewicz W., 1952, *Zespoły leśne Białowieskiego Parku Narodowego*, Annales UMCS, Lublin.
- 1966, *Potencjalna roślinność naturalna Kotliny Warszawskiej*, Mater. Zakł. Fitosoc. Stos. UW, 15, s. 1–15.
- 1981, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa.
- 1984, *Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Polen*, Braun-Blanquetia, 1, s. 3–99.
- 1991, *Szata roślinna*, [w:] L. Starkel (red.), *Geografia Polski, Środowisko przyrodnicze*, PWN, Warszawa, s. 445–494.
- 2001, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa.
- McCarthy J.F., Adams S.M., Jimenez B.D., Shugart L.R., 1989, *Environmental monitoring of biological markers in animals and plants*, Air pollution effects on vegetation, s. 187–196.
- Mirkin B.M., Rozenberg G.S. 1978, *Fitocenologija. Rriucipy i metody – AN SSSR, Baskirskij Fijał Inst. Biol.*, Izd. Nauka, Moskva, 211 ss.
- Motyka J. 1962, *Ekologia roślin. Część ogólna i analityczna*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 455 ss.

- Möller H., 1987, *Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von Ellenberg ohne arithmetisches Mitteln dieser Werte*, Tuexenia, 7, s. 499–505.
- 1992, *Zur Verwendung des Medians bei Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg*, Tuexenia, 12, s. 25–28.
- 1997, *Reaktions- und Stickstoffzahlen nach Ellenberg als Indikatoren für die Humusform in terrestrischen Waldökosystemen im Raum Hannover*, Tuexenia, 17, s. 349–365.
- Mueller-Dombois D., Ellenberg H., 1974, *Aims and methods of vegetation ecology*, John Wiley & Sons Inc., New York.
- Muller-Schneider P. 1986. *Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen*, Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 85, s. 1–263.
- Müller Th. 1960. *Pflanzengesellschaften stehender Gewässer in Baden-Württemberg*, Beitr. naturkl. Forsch. SW, Deutschl., 19, s. 60–100.
- Nowak K.A., 1983, *Flora strefy podmiejskiej Warszawy*, Monogr. Bot., 64, s. 1–312.
- Oberdorfer E., 1983, *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*, (5 wyd.) Ulmer, Stuttgart, 1051 ss.
- 1990, *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. (6 wyd.) Ulmer, Stuttgart, 1050 ss.
- Oberdorfer E., Muller T., 1984, *Zur Synsystematik artenreicher Buchenwalder, insbesondere im praealpinen Nordsaum der Alpen*, Phytocoenologia, 12.4, s. 539–562.
- OECD, 1991, *Environmental indicators*, A preliminary set, OECD, Paris.
- Olsen C., 1923, *Studies on the hydrogen ion concentration of the soil and its significance to the vegetation, especially to the natural distribution of plants*, C.r. Trav. Lab. Carlsberg, 15, 1, Kopenhagen.
- Orshan G., 1986, *Plant form as describing vegetation and expressing adaptation to environment*, [w:] International Symposium on Climate and life forms in mediterranean type vegetation, Annali di Botanica, 45, 1. Roma, s. 7–38.
- Oświt J., 1992, *Identyfikacja warunków wilgotnościowych w siedliskach łąkowych za pomocą wskaźników roślinnych (metoda fitoindykacji)*, [w:] *Hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe*, IMUZ, Falenty, s. 39–69.
- Paczoski J., 1933, *Podstawowe zagadnienia geografii roślin*, Biblioteka Botaniczna Wyd. Polskiego Towarzystwa Botanicznego, Tom III, Poznań, 273 ss.
- Passarge H., Jurko A., 1975, *Über Acker inkrutengesellschaften in nord-slovakischen Bergland*, Fol. Geobot. Phytotax., 10, s. 225–264.
- Paszyński J., 1966, *Klimat okolic Pińczowa*, [w:] J. Kondracki (red.), *Studia geograficzne w powiecie pińczowskim*, Prace Geogr IGiPZ PAN, 47, s. 89–114.
- Pignatti E., Pignatti S., 1985, *Mediterranean type vegetation of SW. Australia, Chile and the Mediterranean basin, a comparison*, [w:] International Symposium on Climate and life forms in mediterranean type vegetation, Annali di Botanica 43, Roma, s. 227–243.
- Pignatti S., Bianco P, Fanelli G, Guarino R, Petersen J, Tescarollo P., 2001, *Reliability and effectiveness of Ellenberg's indices in checking flora and vegetation changes induced by climatic variations*, [w:] G.R. Walther, C.A. Burga,

- P.J. Edwards (red.), *"Fingerprints" of climatic change – adopted behaviour and shifting species ranges*, s. 281–300.
- Plit J., 1994, *Ogólna charakterystyka środowiska geograficznego*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1–2, s. 13–33.
- Plit J., Roo-Zielińska E., 1990, *Phytoindication methods in maps. Fitoindikacijske metode na kartah*, [w:] M. Špes (red.), *Some aspects of countryside research in Slovenia and Poland*, Geographia Slovenica, 21, s. 77–89.
- Plit J., Solon J., 1994, *Roślinność potencjalna*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1–2, s. 57–66.
- Podbielkowski Z., 1991, *Geografia roślin*, WSiP, Warszawa.
- Podbielkowski Z., Podbielkowska M., 1972, *Przystosowania roślin do środowiska*, WSiP, Warszawa, 584 ss.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák P., 2003, *Alien flora of the Czech Republic, its composition, structure and history*, [w:] L. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson, *Plant invasions ecological threats and management solutions*, Backhuys Publishers, s. 113–130.
- Rabotnow T.A., 1985, *Fitocenologia. Ekologia zbiorowisk roślinnych*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 574 ss.
- Ramienskij L.G., Cacengin I.A., Čížikov O.N., Antipin N. A., 1956, *Ekologičeskaja ocenka kormowych ugodij po rastitelnomu pokrowu*, Gosudarstvenno Izdatelstwo Selskchozajstvennoj Literatury, Moskwa.
- Raunkiaer C., 1905, *Types biologiques pour la géographie botanique*, Overs. Kongel. Danske Vidensk. Selsk. Forh. Medlemmers Arbeider, 5, s. 347–437.
- 1934, *The life form of plants*, Oxford University Press, Oxford.
- Rączkowska Z., Kozłowska A., 1994, *Geobotaniczne wskaźniki denudacji stoków wysokogórskich*, [w:] L. Starkel, T. Prokop (red.), *Przemiany środowiska przyrodniczego Karpat*, Conf. Papers, 20, IGI PAN, Warszawa, s. 75–85.
- Remmert H., 1985, *Ekologia*, PWRiL, Warszawa, 403 ss.
- Richling A., Solon J., 2002, *Ekologia krajobrazu*, PWN, Warszawa, 319 ss.
- Ringius Gordon S., Sims Richard A., 1996, *Indicator Plant Species in Canadian Forests*, Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Ottawa.
- Rodenkirchen H., 1992, *Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of southern Germany*, Water, Air and Soil Pollution, 61, s. 279–294.
- Roo-Zielińska E., 1981, *Charakterystyka geobotaniczno-siedliskowa*, [w:] H. Grabarczyk, R. Pisarska (red.), *Zoocenologiczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie*, Fragn. Faunistica, 26, Warszawa-Wrocław, s. 27–46.
- 1982, *Struktura geobotaniczna i jej ekologiczno-siedliskowe uwarunkowania terenu przyszłych osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, s. 371–403.
- 1988, *Vegetation as an indicator of the state and changes in the landscape*, [in:] VIII International Symposium on Problems of landscape Ecological Research 2, Czechoslovakia, s. 169–186.

- 1992, *Indykacja środowiska na podstawie składu gatunkowego zbiorowisk roślinnych*, [w:] *Projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska – dla potrzeb monitoringu*, Inst. Podst. Problemów Ekologii Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska, Warszawa (maszynopis powielony).
- 1993, *The current state and changes in the meadow flora in the Nida valley, southern Poland*, *Fragm. Flor., Geobot.*, 38(2), s. 581–592.
- 1994, *Ekologiczne zróżnicowanie roślinności rzeczywistej (analiza fitoindykacyjna)*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, *Dokum. Geogr.*, 1–2, s. 95–125.
- 1996, *Phytoindicative role of plant communities in a rural landscape (Pińczów case study, south Poland)*, *Fragm. Flor. Geobot.*, 41(1), s. 379–398.
- 1998 *Charakterystyka geobotaniczna i analiza zasięgów borów i borów mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52°N, od 12°–32°E) i śląskim*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradientie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoeekologiczne*, *Dokum. Geogr.*, 13, s. 79–99.
- 2000. *Vegetation at different levels of organization as an indicator of environmental conditions*, *Proceedings IAVS Symposium*. Uppsala: Opulus Press, s. 178–181.
- 2001, *Gatunki charakterystyczne zbiorowisk łąkowych z klasy Molinio-Arrhenatheretea jako wskaźniki warunków siedliskowych*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Typologia zbiorowisk i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym*, *Prace Geogr.*, 178, s. 231–261.
- 2002, *Stopień kontynentalizmu borów sosnowych wyrażony zmiennością kompozycji gatunkowej runa wzdłuż transektu równoleżnikowego Chrisdorf (Niemcy wschodnie) – Uzłogi (Białoruś wschodnia)*, *Przegl. Geogr.*, 74, 4, s. 569–591.
- 2003a, *Gatunki roślin naczyniowych runa borów sosnowych jako wskaźniki przestrzennej zmienności niektórych charakterystyk klimatu i gleb w Europie Północnej i Środkowej*, *Przegl. Geogr.*, 75, 4, s. 545–560.
- 2003b, *Ecological groups of vascular plant species in the herb layer of the pine forest of Northern and Central Europe*, [w:] A. Breymeyer, D. Reed (red.), *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, *Polish Journal of Ecology*, 51, 4, s. 493–507.
- Roo-Zielińska E., Degórski M., Solon J., 2003, *Does spatial changeability of plant communities good reflect differentiation of abiotic conditions, specially the moisture of the soils?* Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science *Water Resources and Vegetation*, June 8–14, 2003, Napoli (Naples), s. 190.
- Roo-Zielińska E., Kostrowicki A.S., 1995, *Metodyka badań szaty roślinnej (flory i roślinności) w Zintegrowanym Monitoringu Środowiska Przyrodniczego*, [w:] A. Kostrzewski (red.), *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego; Propozycje programowe*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, PIOŚ (Biblioteka Monitoringu Środowiska, s. 97–117.
- Roo-Zielińska E., Solon J., 1988a, *Phytosociological typology and bioindicator values of plant communities as exemplified by meadows in the Nida Valley*, *Documents phytosociologiques N.S.*, 11, s. 543–554.

- 1988b, *Geocological characteristics of the suburban area of Warsaw – general description and studies of model areas*, [w:] A.S. Kostrowicki, M. Lityński (red.), *Natural environment of suburban areas as a development factor of big cities*, Conference Papers, 19, s. 45–69.
- 1990, *Phytosociological typology and phytoindicator value of young oak and larch forest communities near Pińczów (southern Poland)*, *Vegetatio*, 88, s. 67–78.
- 1991, *Vegetation dynamics as an indicator of the anthropogenic changes in the geographical environment (chosen examples from Pińczów surroundings)*, Conference papers, 14, s. 71–87.
- 1992, *Phytoindicative evaluation of natural environment of the Łomianki commune*, *Polish Ecological Studies*, 18, 3–4, s. 245–254.
- 1993, *Ocena stanu i przekształceń środowiska na podstawie wskaźników geobotanicznych*, [w:] *Projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska*, Inst. Podst. Problemów Ekologii Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska, s. 1–25.
- 1994a, *Geobotanical indication as a tool for forest monitoring*, Conference papers, 19, s. 229–245.
- 1994b, *Roślinność jako wyraz procesów naturalnych i oddziaływań antropogenicznych*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, *Dokum. Geogr.*, 1–2, s. 95–125.
- 1997, *Effect of geographical location on species composition, vegetation structure, diversity and phytoindicative characteristics in pine forests*, *Environmental Pollution*, 98, 3, s. 347–360.
- Rothmaler W., 1986, *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Band 4, durchges.*, Aufl. Begr., Berlin.
- 1987a, *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Band 2, Gefasspflanzen*, Volk und Wissen, Berlin, 640 ss.
- 1987b, *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Band 3: Atlas der Gefasspflanze*, Volk und Wissen, Berlin, 72 ss.
- Roy D.B., Hill M.O., Rothery P., Bunce R.G.H., 2000, *Ecological indicator values of British species: An application of Gaussian logistic regression*, *Annales Botanici Fennici*, 37, s. 219–226.
- Róg Z., 1985, *Wpływ turystyki na leśne środowisko glebowe*, *Zesz. Nauk. Polit. Białostockiej, Nauki Techn.*, 50, *Inżynieria Środowiska*, 1, s. 1–147.
- Rutkowski L., 1998, *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*, PWN, Warszawa, 812 ss.
- Rübel E., 1930a, *Geobotanische Untersuchungsmethoden*, Berlin.
- 1930b, *Pflanzengesellschaften der Erde*, Verlag Hans Huber, Bern-Berlin.
- Samuelsson G., 1915, *Bull. of the Geolog. Inst. of Uppsala* 13, s. 93.
- Scamoni A., 1967, *Wstęp do fitosocjologii praktycznej (przekład z niemieckiego oryginału z 1965)*, PWRiL, Warszawa.
- Schaffers A.P., Sykora K.V., 2000, *Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements*, *Journal of Vegetation Science*, 11, s. 225–244.

- Schimper A.F.M., 1898, *Pflanzen-Geographie auf physiologischer Grundlage*, Verlag von Gustav Fischer, Jena.
- Schlenker G., 1950, *Forstliche Standortskartierung in Württemberg*, Allg. Forstsz., 5, 40/41.
- Schönhar S., 1952, *Untersuchungen über die Korrelation zwischen der floristischen Zusammensetzung der Bodenvegetation und der Bodenazidität*, sowie anderen chemischen Faktoren. Mitt. D. Ver. F. Forstl. Standortkart., Hamburg, 2.
- Schouw F. 1822, *Grundzüge einer allgemeinen Pflanzengeographie*, G. Reimer, Berlin, 524 ss.
- Schubert R., 1982, *Selected plant bioindicators used recognize air-pollution*, Task for vegetation sciences, 7, s. 47–51.
- (red.) 1985, *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*, VEB Gustav Fischer Verlag Jena, s. 327.
- Seidling W., Rohner M.-S., 1993, *Zusammenhänge zwischen Reaktions-Zeigerwerten und bodenchemischen Parametern am Beispiel von Waldbodenvegetation*, Phytocoenologia, 23, s. 301–317.
- Sjörs H., 1967, *Nördisk västteografi*, Svenska Bokförlaget, 2. wyd., Stockholm.
- Sobolew L. 1984, *Podstawy ekologicznej typologii ziemi*, PWRiL, Warszawa, 200 ss.
- Sobolev L.M. Utekhin V.D., 1973, *Russian (Ramensky) approaches to community systematization*, [w:] R.H. Whittaker (red.), *Handbook of vegetation science*, V, *Ordination and classification of vegetation*, Haga, s. 75–103.
- Solon J., 1994a, *Roślinność*, [w:] A.S. Kostrowicki (red.), *Studium geologiczne rejonu jezior wigierskich*, Geographical Studies.
- 1994b, *A basis for the classification of bioindicative methods: A proposal for discussion*, [w:] A. Bytnerowicz, E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.) *Climate and atmospheric deposition studies in forests*, Conference papers 19, International Conference Nieborów October 6–9 1992, s. 219–229.
- 1994c, *Typologiczne zróżnicowanie roślinności rzeczywistej* [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1–2, s. 67–81.
- 1998, *Różnorodność gatunkowa borów i borów mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52°N, od 12° do 32° E) i „śląskim”*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, Dokum. Geogr., 13, s. 99–113.
- 2000, *Florystyczno-ekologiczna charakterystyka runa w drzewostanach liściastych na SPO II rzędu*, [w:] J. Wawrzoniak, J. Małachowska (red.), *Stan uszkodzenia lasu w Polsce w 1999 roku na podstawie badań monitoringowych*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, s. 35–47.
- 2002, *Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności*, Prace Geogr., Warszawa, 232 ss.
- 2003a, *Scots pine forests of the Vaccinio-Piceetea class in Europe: forest sites studied*, [w:] A. Breymeyer, D. Reed (red.), *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, Polish Journal of Ecology, 51, 4, s. 421–439.

- 2003b, *Changes in herb layer heterogeneity of Scots along the North-South transect Pine Forest*, [w:] A. Breymeyer, D. Reed (red.), *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, Polish Journal of Ecology, 51, 4, s. 481–492.
- 2003c, *Wpływ przewidywanych zmian klimatycznych na skład i strukturę runa borów sosnowych i sosnowo-dębowych borów mieszanych w Polsce*, Przegl. Geogr., 75, 2, s. 213–229.
- Solon J., Roo-Zielińska E., 1993, mscr., *Szczegółowa instrukcja zbioru danych bioindykacyjnych, ich przechowywania, przetwarzania i udostępniania. Analiza geobotaniczna*, [w:] *System biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska*, Etap II. Inst. Podst. Problemów Ekologii Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska.
- Stala Z., 1982, *Synteza badań ekofizjograficznych do projektu zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolecie Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, 3–4, s. 455–471.
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., 1976, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i klimatycznych w Polsce*, cz. II, Atlas meteorologiczny Polski, Wydawnictwa UW, Warszawa.
- Stopa-Boryczka M., Kopacz-Lembowicz M., Ryczywolska E., Boryczka J., Górka E., 1982, *Ocena klimatu lokalnego do projektu zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolecie dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, 3–4, s. 335–349.
- Strain B.R. Billings D.W. (red.), 1974, *Vegetation and environment*, Handbook of Vegetation science, 6, W. Junk, The Hague.
- Sudnik-Wójcikowska B., 1987, *Flora miasta Warszawy i jej przemiany w ciągu XIX i XX wieku*, Część I, Wydawnictwa UW, Warszawa, 242 ss.
- 1998, *Czasowe i przestrzenne aspekty procesu synantropizacji flory na przykładzie wybranych miast Europy Środkowej*, Wydawnictwa UW, Warszawa.
- 2000, *The role of flora in bioindication of the temperature conditions in urban areas*, [w:] B. Jackowiak, W. Żukowski (red.), *Mechanisms of anthropogenic changes of the plant cover*, s. 271–279.
- Sudnik-Wójcikowska B., Kożeniewska B., 1988, *Słownik z zakresu synantropizacji szaty roślinnej*, Wydawnictwa UW, Warszawa.
- Sukaczow W.N., 1928, *Rastitielnyje soobczestwa (wwiedienije w fitosoejologiju)*, Moskwa.
- 1930, *Rukowodstwo k izsledowanju tipow lessow*.
- 1942, *Ideia razwitja i fitocenologii*, Sowetskaja Botanika, 1–2.
- Sukkop H., 1972, *Wandel van Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen*, Ber. Landwirtsch., 50, s. 112–139.
- 1976, *Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik*. Schr. Reiche. Vegetationskde, 10, s. 9–26.
- 1979, *Ökologisches Gutachten über de Auswörkungen van Ban und Betrieb der BAB Berlin (West) auf den Grossen Tiergarten*, 1.2. der Senator für Bau- und Wohnungsvesen, 105 ss.
- Sukkop H., Auchagen A., Bennert W., Böcker R., Henning U., Kunick W., Kutschkau H., Schneider C., Scholz H., Zimmermann, 1982, *Liste der wildwachsenden*

Farn- und Blütempflanzen von Berlin (West) mit Angaben zur Gefährdung der Sippen und Angaben über den Zeitpunkt der Einwanderung in das Gebiet von Berlin (West), [w:] H. Sukopp, H. Elvers (red.), *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin (West)*, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, 11, s. 19–58.

Szafer W., 1964, *Ogólna geografia roślin*, PWN, Warszawa.

Szafer W., Kulczyński S., Pawłowski B., 1969, *Rośliny polskie*, PWN, Warszawa.

Szafer W., Zarzycki K. (red.), 1972, *Szata roślinna Polski*, I, II, PWN, Warszawa, 615 ss.

Szwejkowski A. i J., 1993, *Słownik botaniczny*, Wiedza Powszechna, Warszawa, 799 ss.

Tamm C.O., 1991, *Nitrogen in terrestrial ecosystems*, Ecological Studies, 81–1, 115 ss.

Tansley A., 1935, *The use and abuse of vegetational concepts and terms*, Ecology, 16, s. 284–307.

Ten Houten J.G., 1983, *Biological indicators of air pollution*, Environ. Monit. Assessm., 3, s. 257–261.

ter Braak C.F., Barendregt L.G., 1986, *Weighted averaging of species indicator values: its efficiency in environmental calibration*, Math. Biosci., 78, s. 57–72.

ter Braak C.F., Barendregt L.G., Looman C.W.N., 1986, *Weighted averaging logistic regression and the Gaussian response model*, Vegetatio, 65, s. 3–11.

ter Braak C.F., Barendregt L.G., Wiertz J., 1994, *On the statistical analysis of vegetation change: a wetland affected by water extraction and soil acidification*, Journal of Vegetation Science, 5, s. 361–372.

ter Braak C.F., Gremmen N.J.M., 1987, *Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture*, Vegetation, 69, s. 79–87.

Thimonier A., Dupouey J.L., Bost F., Becker M., 1994, *Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-east France*, New Phytologist, 126, s. 533–539.

Thimonier A., Dupouey J.L., Timbal J., 1992, *Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition*, Forest Ecology and Management, 55, s. 149–167.

Thompson K., Hodgson J.G., Grime J.P., Rorison I.H., Band S.R., Spencer R.E., 1993, *Ellenberg numbers revisited*, Phytocoenologia, 23, s. 227–289.

Tokarska-Guzik B., 2003, *The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland*, [w:] L. Child, J.H. Brock, G. Bundu, K. Prach, P. Pysek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), *Plant invasions ecological threats and management solutions*, Backhuys Publishers, s. 147–167.

Trzcińska-Tacik H., 1988, *Halofity nad Dolną Nidą*, Prace Bot., 17, s. 133–153.

Tsyganov D.N. 1983, *Fitoindication of environmental coniferous-broad-leaved forest zone*, Nauka, Moscow.

Tüxen R., Preisling H., 1951, *Erfahrungsgrundlagen für die pflanzensoziologische Kartierung des westdeutschen Grünlandes*, Angewandte Pflanzensoziologie 4, s. 1–29, Stolzenau/Weser.

– 1956, *Die heutige potentielle natürliche Vegetation als gegenstand der Vegetationskartierung*, Angew. Pflanzensoz., 13, s. 3–42.

- Vahl M., 1911, *Bedkrivelse tvende nye arter af Lophius (L. stellatus og L. setigerus)*, Skrivt. Naturh. Selsk. Kiøbenhavn, 4 (1), s. 212–216.
- van der Maarel E., 1971, *Floral statistik als Beitrag zur Bewertung von Naturräumen*, Gorteria, 5, s. 176–188.
- 1993, *Relations between sociological-ecological species groups and Ellenberg indicator values*, Phytocoenologia, 23, s. 343–362.
- Vorobyev B.P., 1953, *Forest types in the European part of USSR*, Izdatel'stvo A.N. Ukr. SSR Kiev.
- Wahlenberg G., 1813, *Tentamen de vegetatione et klimate Helvetiae septentrionalis*.
- Wamelink G.W.W., van Dobben H.F., Berendse F., 2002, *Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical measurements*, Journal of Vegetation Science, 13, s. 269–278.
- Wamelink G.W.W., van Dobben H.F., van der Eerden L.J.M., 1998, *Experimental calibration of Ellenberg's indicator values for nitrogen*, Environmental Pollution, 102, supplement 1, s. 371–375.
- Warming J.E.B., 1895, *Plantesamfundgrundtræk af den økologiske plantegeografi*, Copenhagen.
- Weaver J.E., Clements F.E., 1938, *Plant ecology*, McGraw-Hill Book co., New York, 2 wyd.
- Webb D.A., 1954, *Is classification of plant communities either possible or desirable*, Bot. Tidsskr., 51, s. 362–370.
- Wicik B., 1966, *Gleby okolic Młódzaw*, [w:] J. Kondracki (red.), *Studia geograficzne w powiecie pińczowskim*, Prace Geogr. IG i PZ PAN, 47, s. 61–87.
- Whittaker R.H., 1956, *Vegetation of the Great Smoky Mountains*, Ecol. Monogr., 26, s. 1–80.
- 1960, *Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*, Ecol. Monogr., 30, s. 279–338.
- Whittaker R. (red), 1973, *Ordination and classification of communities*, Part V. Handbook of Vegetation Science, Dr. W. Junk b.v. – Publishers The Hague, 738 ss.
- Wilson J.B., Agnew A.D.Q., 1992, *Positive feedback switches in plant communities*, Adv. Ecol. Res., 23, s. 263–336.
- Wittig R., Ballach H.-J., Brandt C.J., 1985, *Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian Bight*, Angewandte botanik, 59, s. 219–232.
- Wójcik Z., 1977, *Charakterystyka siedlisk polnych na Pogórzu Beskidu Niskiego metodami biologicznymi*, Prace. Geogr., 121, 111 ss.
- 1983, *Charakterystyka i ocena siedlisk polnych metodami bioindykacyjnymi*, Warszawa, Wyd. SGGW-AR, Warszawa, s. 7–79.
- Wysocki Cz., Sikorski P., 2002, *Fitosocjologia stosowana*, Wydaw. SGGW-AR, Warszawa, 449 ss.
- Załuski T., 1995, *Łąki selernicowe (związek Cnidion dubii Bal. –Tul. 66) w Polsce*, Monogr. Bot., 77, 142 ss.

- Zarzycki K., 1984, *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. Instytut Botaniki PAN, Kraków.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002, *Ecological indicator values of vascular plants of Poland. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 183 ss.
- Zielski A., Sygit W., 1998, *Wpływ klimatu na przyrost radialny sosny w borach i borach mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52°N, od 12° do 32° E) i „śląskim”*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, Dokum. Geogr., 13, s. 161–187.
- Zólyomi B., 1989, *Indirekte Methode zur Feststellung des ökologischen Optimums und der ökologischen Amplitude von Pflanzenarten*, Flora, 183, s. 349–357.
- Zólyomi B., Baráth Z., Fegete G., Jakucs P., Kárpáti I., Kovács M., Máthe I., 1966, *Einreihung von 1400 Arten der ungarischen flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen*, Fragm. Bot. Mus. Hist. Nat. Hung., 4, s. 101–142.
- Zonneveld I.S., 1983, *Principles of bioindication*, Environm. Monit. Assess., 3, s. 207–217.
- 1988, *Environmental indication*, [w:] A.W. Kuchler, I.S. Zonneveld (red.), *Vegetation mapping*, Handbook of vegetation science 10. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht–Boston–London, s. 491–498.

PHYTOINDICATION AS A TOOL IN THE EVALUATION OF GEOGRAPHICAL ENVIRONMENT. THEORETICAL BASES AND COMPARATIVE ANALYSIS OF THE METHODS APPLIED

Summary

The study consists of four basic parts. In the first part (Chapters 1 through 4) the scope, objectives and subject of research are presented, along with development of the concept of geobotanical phytoindication. This is accompanied by a review of the theoretical assumptions, and definitions of basic notions, in particular of geobotanical phytoindication, the indicator, the indicated object and the indication field. A survey of the basic classifications of diagnostic features of the species (qualitative scales) is provided, together with the review of the scales of ecological indicator numbers (ranks), elaborated by H. Ellenberg et al. (1991) for the flora of Germany, by K. Zarzycki et al. (2002) for Poland, and by E. Landolt (1977) for Switzerland.

The knowledge of the structure of plant cover, its spatial differentiation, the quantitative and qualitative composition of the plant species, their vitality and ecological amplitude, allows for the determination of not just the current state, but also of the processes taking place in these components of geographical environment, which are ecologically significant. This is the subject of *geobotanical phytoindication*.

The objectives of the study are: 1) to present the problems concerning geobotanical phytoindication against a broader background encompassing the history of this concept, the theoretical and methodological foundations, as well as its place in the broader domain of bioindication concept; 2) to perform the comparative analysis of the ecological scales of indicator numbers adopted in Europe, originated by Ellenberg, Landolt and Zarzycki; 3) to determine the value of plant communities as indicators of selected properties of soil and features of climate; 4) to establish the connection between the phytosociological units and the ecological characteristics, expressed through the range of shares of the species with definite values of the indicator numbers (symbols); 5) to present the application of the geobotanical phytoindication in the characterisation of spatial differentiation of the ecological requirements of vegetation and, on this basis, to interpret spatial differentiation of the selected properties of habitat and climate for chosen model areas; 6) to show practical usefulness of phytoindication methods and to comment on the scope of their applicability.

To evaluate the role of vegetation as an indicator of spatial differentiation of environmental conditions the following study areas were selected (Chapter 5): a) Białoleka Dworska and Łomianki as suburban areas with semi-natural and synanthropic types of vegetation; b) the area around the town of Pińczów with traditional agriculture; c) part of National Wigry Park with natural and semi-natural plant communities, as well as Scots pine forest in Central Europe with the sites located along the "continental" West-East transect (53°N, 12°–32°E) and „northern" North-South transect (25°E, 50°–70°N). To analyse vegetation patch as indicator of soil features, published phytosociological relevés represented meadow communities belong to *Arrhenatherion elatioris*, *Calthion palustris* and *Cnidion dubii* alliances (Faliński 1966; Załuski 1995) were used.

In Chapter 6 comparative analysis was performed of the ecological scales of indicator numbers proposed by Ellenberg, Landolt and Zarzycki on the basis of two data sets: (a) the characteristic meadow species and (b) the phytosociological units formed by them, belonging to the meadow class *Molinio-Arrhenatheretea*. This analysis showed:

- separateness of the Ellenberg scale in evaluation of species and phytosociological units as indicators of suboceanic areas (K2), according to the Landolt and Zarzycki scales between suboceanic and subcontinental ones (K3);
- separateness of the Zarzycki scale in evaluation of the species and phytosociological units as indicators of soil rich in nitrogen (N4), according to the Ellenberg and Landolt scales of moderate fertility (N3);
- separateness of the Landolt scale in evaluation of the species and phytosociological units as indicators of the moderately acid sites (R3), according to the Ellenberg and Zarzycki scales, namely of weakly acid and weakly base sites (R4).

The interpretation of the results obtained was carried out on the basis of two opposing hypotheses. The first one assumes that the scales compared are similar, the particular degrees conform to the same ranges of actual measurements, while the differences concern the assessment of the requirements of the species as the indicators of environmental conditions. The second, alternative hypothesis assu-

mes that the scales are different (most often shifted by one degree), while the ecological requirements of the species are similar.

The analysis of histograms of frequency of the particular species categories shows that examples for the first of the two hypotheses are constituted by the pairs of scales of: 1) light intensity „L” of Ellenberg and Zarzycki; 2) temperature „T” of Ellenberg and Landolt; 3) degree of continentality „K” of Landolt and Zarzycki; 4) moisture of the soil „F” of Ellenberg and Zarzycki; 5) acidity of the soil „R” of Ellenberg and Zarzycki; and 6) nitrogen content in the soil „N” of Ellenberg and Landolt.

In terms of the second hypothesis the distribution of frequencies of the species categories in the histograms allows for the explanation of the differences (shifts) within the following pairs of scales compared: 1) temperature „T” of Ellenberg and Zarzycki; 2) soil acidity „R” of Ellenberg and Landolt, and of Landolt and Zarzycki; 3) nitrogen content in the soil „N” of Ellenberg and Zarzycki, and of Landolt and Zarzycki.

The subsequent part of the work (Chapter 7 through 9) encompasses three basic problems:

Determination of the relationships between the phytosociological units belong to the meadows from the *Molinio-Arrhenatheretea* class (which we can call the „abstract” indicators) and the ecological characteristics expressed in terms of the range of percentage share of species with definite values of indicator numbers by (symbols). In the majority of cases considered classification of the characteristic species into definite alliances finds a confirmation in the habitat diagnosis carried out with the phytoindication method of H. Ellenberg et al. (1991). The phytoindication-based diagnoses referring to the so-called indicator numbers may be a good complement to the classical phytosociological analysis.

Demonstration of the indicator value of a concrete vegetation patch on the example of meadow communities (the „real” indicators), belonging to the narrowly defined associations of alliances – *Arrhenatherion elatioris*, *Calthion palustris* and *Cnidion dubii*– on the basis of the species composition and their cover. The possibility is considered of making use of various phytoindication approaches on the basis of: a) the complete list of species, b) only the dominating ones, c) the ecological groups of species with similar (often extreme) ecological requirements, as well as d) the weighted averages of the indicator numbers of a given patch. The results, when confronted with the direct soil measurements, provided the evidence for the high reliability of the indicator numbers.

Further, „good indicators” were pointed out, that is – the plant communities, featuring as a rule narrow ecological amplitude with respect to the habitat parameters (for instance thermophilous grasslands, moors, peat bogs), as well as „bad” (or „neutral”) ones, featuring broad spectrum of habitat requirements (for instance, forest communities in various development stages with unstable structure).

Demonstration of the usefulness of the geobotanical phytoindication as an instrument for the description of the spatial variability of the ecological requirements of vegetation on selected model plots, whose surface areas were adopted

as the ordering criterion. The values of indicator numbers were compared with the real soil and climate measurements:

On the local scale – on the example of the setting of catenas along a definite gradient of the terrain topography (in the National Park of Wigry Lake, the Pińczów Elevation, or the ravine in Młodzawy) – various phytosociological approaches were applied. The usefulness of ecological groups of species with extreme ecological requirements in the diagnosis and assessment of the local micro-differentiation of the soil properties was shown (catenas of the National Park of Wigry Lake). With respect to the sharply delineated environmental gradients the values of weighted averages of the indicator numbers can also constitute a good measure, like, for instance, within the catena of the Pińczów Elevation, or the ravine in Młodzawy. For the small model areas (e.g. Białoleka Dworska), for which maps are being elaborated on the detailed scales (like, e.g., 1:10,000), it is necessary to consider of the individual uniform vegetation patches;

On the medium scales for the model areas of larger surfaces Łomianki and Pińczów phytosociological maps were elaborated (1:50,000 and 1:25,000, respectively). A representative number of phytosociological relevés, for each of the phytosociological units distinguished, and the values of the weighted averages of the indicator “numbers” may be extrapolated over the remaining divisions with the use of the map of actual vegetation and the knowledge of the syntaxonomic-ecological differentiation of the plant associations. For the area around of Pińczów city the map of actual vegetation and three derivative maps, determining the requirements of vegetation with respect to the edaphic factors (moisture „F”, acidity „R”, and nitrogen content in the soils „N”) constituted the basis for the elaboration of the map of 14 types of ecological regions, differing in terms of the combination of plant communities as the indicators of differentiation of the habitat factors. This map can be considered as the plane of reference for the natural and man-made transformations of the plant communities and their habitats;

For the large areas, for which existing vegetation maps in the survey scales, frequently on the basis of air-born photos and satellite images (Faliński 1991), it is possible to relatively quickly and precisely diagnose and evaluate the components of the natural environment, accounting for the mean values of the indicator numbers associated only with the selected test surfaces. The experience gathered within the chosen model areas show that in order to express the differentiation of conditions of the abiotic environment on the medium and survey scales the list suffices of the species dominating in the phytosociological relevé, while the sporadic species form the unwanted „information noise”;

For the supra-regional scale (the range of some 2,000 km) it was demonstrated that the Scots pine forests from the alliances *Dicrano-Pinion* and *Phyllodoco-Vaccinion* are good indicators of the changing degree of climate continentality and temperature. Along two transects established in northern and central Europe the changing species composition of the pine forests has been analysed on a large geographical scale, resulting primarily from the climatic conditions. It was namely assumed that the gradient of continentality and temperature, given the relatively constant edaphic conditions (the podzolic soil type) determines to a high

degree the changes in the floristic composition and the range of the plant species in the persistent communities of the Scots pine forests, while the influence of the remaining abiotic factors (mainly related to soils) brings in merely modifications. It was shown that in such cases it is not sufficient to refer only to the species dominating in the phytosociological relevés (with the coverage of $>5\%$), but that the sporadic species should also be accounted for (with the marginal cover to 0.1%). Along the continentality gradient distinct directional changes from the West to East with respect to the majority of the species groups of the defined index of continentality „K” are observed – increasing group of species with index K5 (between suboceanic and subcontinental) and disappearance of oceanic and suboceanic ones (K 2–3). Along the North-South transect the group of species indicating the moderately warm areas (T 6–7) appear on the Latvian site with a minimum cover and are the symptoms of the areas with higher temperatures.

Chapter 10 concerns a couple of selected examples of the use of the phytoindication methods in practice. Thus, in *forestry*, phytoindication plays a significant role in the assessment of the magnitude of industrial contamination, bringing about the deposition of atmospheric nitrogen and concentration of the excess of N in the soil and of the acidifying substances in the forest ecosystems. This leads to the expansion of the nitrophilous species, regress of the oligotrophic species and disappearance of the petty species requiring the access of light to the forest floor (Binkley, Hogberg 1997; Falkenberg-Grerup 1995; Diekmann 1995; Kellner, Redbo-Torstensson 1995). Likewise, the assessment of other anthropogenic activities, concerning, in particular, thinning of the tree stands, changing the access of light to the forest floor and water relations, complete or partial forest felling, is carried out successfully with the aid of the ecological indicator numbers. Further, the question of the endangered plant species may be approached with the use of the methods from the domain of geobotanical phytoindication (Gustafsson 1994).

The significance of geobotanical phytoindication in the evaluation of the utility of the areas for *farming* was emphasised in Poland first of all by Z. Wójcik (1977, 1983) and by S. Borowiec (1972a, b). This application concerns mainly the indicator role played by the weeds accompanying the cereal and root crops, as well as the scale of the ecological Ellenberg numbers in distinguishing the so-called complexes of agricultural utility of soils. The habitat diagnoses of the weed species made on the basis of the ecological scale of H. Ellenberg (1956) turned out useful in the comparisons of the development conditions of the cultivated plants in various geographical regions (Wójcik 1977). The weed species play a significant role in the evaluation of habitat fertility, acidity and soil calcium content, and can also be the indicators of the presence and quality of available groundwater (Hill and Ramsay, www).

The changes of the various components of the natural environment are analysed in Poland within the framework of the *monitoring* programs, of which the most important ones from the point of view of the analyses of vegetation are Forest Monitoring, Integrated Monitoring, Nature Monitoring and Biodiversity Monitoring.

In the 1990s a pilot project was established of the system of biological indicators of the state and changes of the environment for the needs of the then Envi-

ronmental Monitoring. This project brought about the recommendations for the study of the state of the environment in three forest complexes: Borecka, Kampinos and Niepołomicka Forests, which location range from northern to the southern Poland. The comparison of only the mature phytocoenoses of the mixed pine forest showed a similar level of naturalness, expressed through the same type of hemeroby and life strategy of plants. The possibility of applying geobotanical phytoindication for the assessment of numerous elements of the geographical environment was described, and the instruction was prepared for the procedures at the base stations selected for the monitoring studies within the Integrated Monitoring of Natural Environment (Roo-Zielińska, Kostrowicki 1995). In Forest Monitoring the changes are analysed on the so-called test monitoring plots, with the use of the ecological scales – both qualitative and rank, depending upon the objective assumed. The number and the share of the species representing definite life forms depend first of all upon the local habitat conditions, such as soil fertility and moisture, as well as access of light to the forest floor (Solon 2000). The evaluation of the degree of man-made deformation of the site is performed on the basis of the species groups with defined ecological life strategy and degree of hemeroby. Further, an assessment of the moisture, acidity and nitrogen content in the soil is carried out with the use of the Ellenberg indicator numbers (Solon 2000).

The report concerning the Monitoring of the Forest Ecosystems in Europe (de Vries et al. 2003) shows that the strongest among the analysed relations is the correlation between the values of the Ellenberg „T” number and the annual mean temperature ($R^2=0.77$). This is a piece of evidence showing that the role of plant species as indicators of climate change, and especially of climate warming, may be significant. The survey of the projects composing the Monitoring of Biodiversity of Forests in Europe (Khanina et al. 2001) points out the usefulness of the indicator numbers of H. Ellenberg (1974), E. Landolt (1977) and G. Ramenskij et.al. (1956) in the assessment of the state and changes in the conditions of geographical environment.

In *spatial planning* the concept developed by the authors of the experimental town-planning design for a set of housing estates in Białoleka Dworska in Warsaw (Andrzejewski 1980, 1982, 1985) included the effective use of the methods from the domain of geobotanical phytoindication. Information contained in the geobotanical maps and all kinds of the derivative phytondication maps were made use of in the synthesis of the eco-physiographic studies. On the basis of the detailed results from the evaluation of the plant cover, accounting for its structure, value of complexity index, health properties, and landscape qualities, map of geobotanical valorisation had been elaborated. The ecological evaluation of the terrain may be useful in the construction of the plans of spatial development for the suburban zones.

One of the numerous types of human impact on vegetation and its environment results from *tourism along with recreation*. The effects of this activity involves, in particular: trampling, leading to mechanical destruction of vegetation, and littering, leading to ruderalisation and eutrophication (Faliński 1992), which, in turn, are the cause of changes in the structure and floristic composition of the phytocoenoses, where the nitrophilous ruderal species appear. The indicatory va-

lue of the vegetation is of great significance in this context, since, despite partial destruction, vegetation does not lose its indicatory properties. A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) treats explicitly the relation between vegetation and recreation. This publication points out that the highest recreation and health – related qualities are found in oak-hornbeam forests and in mixed pine forests.

S. Pignatti et al. (2001) demonstrate that the Ellenberg indicators can be useful in defining plant communities as “fingerprints” of the environmental conditions in terms of making use of their species composition expressing the habitat and climate changes. In this way the effects of climate change influencing local flora and vegetation cover can be traced. A distinct trend of increase of the mean value of the „T” number during 50 years in the valley of Inferno (Italy) can be associated with the estimated global climate warming. As pointed out by K. Thompson et al. (1993) and S. Pignatti et al. (2001), there is a very clear need of generalisations concerning the indicatory value of vegetation for the resolution of the increasingly acute problems associated with the modern way of using land, climate change and impact from pollution. The role of such generalisations can be played, to a large extent, as shown by the examples presented, by the geobotanical phytoindication.

In the closing part of the present work (Chapter 11) a critical assessment is provided of the phytoindication methods. Their *limitations* are shown, like the frequent circular reasoning, the fact that observation rather than direct measurement is taken as the basis for phytoindication, the need of applying the analysis to the homogeneous patches, the increasing risk of committing a significant error when the area under analysis is more distant from the original one analysed by Ellenberg, or the reservation that the plant communities with unstable structure should not be considered for indication. Then, the *merits* of these methods are forwarded, like, in particular, short time and low cost of analysis, characterisation of the ecological, and not physiological reaction of the species, possibility of presenting the results of analyses in the form of various mapping elaborates, and the fact that despite partial destruction vegetation does not lose the indicatory qualities. This chapter points out, as well, the directions of further study: in order to obtain a unique and reliable output it is necessary to carry out the phytoindication analyses for all the lowland plant communities in Poland. This would constitute an attempt of relating the relatively independent ecological scales of the indicator numbers to the syntaxonomic system of the plant communities in Poland.

Adres autora:

Ewa Roo-Zielińska

Zakład Geoekologii i Klimatologii, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

E.mail: e.roo@twarda.pan.pl

Załącznik 1. Standaryzacja ekologicznych liczb wskaźnikowych wilgotności (F)
dwóch systemów Ellenberga i Landolta

Gatunki z klasy <i>ARRHENATHERETEA</i> <i>MOLINIO</i>	F_E	W. stand. F E	F_L	W. stand. F L	Różnica w.stand. F E - F L	Wartość bezwzg. różnicy F E - F L
<i>Achillea millefolium</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Daucus carota</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Knautia arvensis</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Leucanthemum vulgare</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Lotus corniculatus</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Pastinaca sativa</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Saxifraga granulata</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Tragopogon pratensis</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Carex hirta</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Colchicum autumnale</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Festuca pratensis</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Festuca rubra</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Galium boreale</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Holcus lanatus</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Inula salicina</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Juncus tenuis</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Lathyrus pratensis</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Pimpinella major</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Poa annua</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Potentilla anserina</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Potentilla reptans</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Rhinanthus angustifolius ssp. angustifolius</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Trifolium hybridum ssp. hybridum</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28

<i>Allium angulosum</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Alopecurus pratensis</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34

Załącznik 1. Standaryzacja ekologicznych liczb wskaźnikowych wilgotności (F)
dwóch systemów Ellenberga i Landolta

Gatunki z klasy <i>ARRHENATHEREATA</i>	<i>MOLINIO</i>		<i>F_L</i>		Różnica w.stand. F E - F L	Wartość bezwzg. różnicy F E - F L
	F E	W. stand. F E	F_L	W. stand. F L		
<i>Achillea millefolium</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Daucus carota</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Knautia arvensis</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Leucanthemum vulgare</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Lotus corniculatus</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Pastinaca sativa</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Saxifraga granulata</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Tragopogon pratensis</i>	4	-1,78	2	-2,04	0,26	0,26
<i>Carex hirta</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Colchicum autumnale</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Festuca pratensis</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Festuca rubra</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Galium boreale</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Holcus lanatus</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Inula salicina</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Juncus tenuis</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Lathyrus pratensis</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Pimpinella major</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Poa annua</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Potentilla anserina</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Potentilla reptans</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Rhinanthus angustifolius ssp. angustifolius</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Trifolium hybridum ssp. hybridum;</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Veronica serpyllifolia</i>	6	-0,34	3	-0,62	0,28	0,28
<i>Achillea ptarmica</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Allium angulosum</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Alopecurus geniculatus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Angelica sylvestris</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Blysmus compressus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Bromus racemosus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Cirsium palustre</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Cirsium rivulare</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Crepis paludosa</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Equisetum palustre</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Euphorbia palustris</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Filipendula ulmaria</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Fritillaria meleagris</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Galium uliginosum</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Juncus acutiflorus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Juncus compressus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Juncus subnodulosus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Lotus uliginosus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Lysimachia vulgaris</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Lythrum salicaria</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Mentha longifolia</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Ranunculus sardous</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Rorippa sylvestris</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Scirpus sylvaticus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Senecio aquaticus ssp. aquaticus</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Thalictrum flavum</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Valeriana officinalis ssp. officinalis</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Veronica longifolia</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Viola elatior</i>	8	1,10	4	0,80	0,30	0,30
<i>Caltha palustris</i>	9	1,82	5	2,21	-0,39	0,39
<i>Carex hartmanii</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Cirsium oleraceum</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Deschampsia cespitosa</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Festuca arundinacea</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Geranium palustre</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Inula britannica</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Juncus conglomeratus</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Juncus effusus</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Juncus inflexus</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Mentha pulegium</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Molinia caerulea</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Polygonum bistorta</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Pulicaria dysenterica</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Ranunculus repens</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Rorippa austriaca</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Selinum carvifolia</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Stachys palustris</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Trollius europaeus</i>	7	0,38	4	0,80	-0,42	0,42
<i>Arrhenatherum elatius</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Bellis perennis</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Campanula patula</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Carum carvi</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Cerastium holosteoides</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Crepis biennis</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Crepis capillaris</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Cynosurus cristatus</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Dactylis glomerata</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Geranium pratense</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Heracleum sphondylium ssp. Sphondylium</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Leontodon autumnalis</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Leontodon hispidus</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Lolium perenne</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Phleum pratense ssp. pratense</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Plantago major ssp. major</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Poa pratensis s.str</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Prunella vulgaris</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Taraxacum officinale coll.</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Trifolium dubium</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Veronica filiformis</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Vicia cracca</i>	5	-1,06	3	-0,62	-0,44	0,44
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	3	-2,50	2	-2,04	-0,46	0,46
<i>Tragopogon orientalis</i>	5	-1,06	2	-2,04	0,98	0,98
<i>Althaea officinalis</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Carex tomentosa</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Laserpitium prutenicum</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Poa trivialis</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Rumex crispus</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Sanguisorba officinalis</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Succisa pratensis</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Trifolium fragiferum</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Viola pumila</i>	7	0,38	3	-0,62	1,00	1,00
<i>Gratiola officinalis</i>	8	1,10	5	2,21	-1,11	1,11
<i>Lathyrus palustris</i>	8	1,10	5	2,21	-1,11	1,11
<i>Scutellaria hastifolia</i>	8	1,10	5	2,21	-1,11	1,11
<i>Taraxacum palustre</i>	8	1,10	5	2,21	-1,11	1,11
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	-0,34	4	0,80	-1,13	1,13
<i>Cardamine pratensis s.str.</i>	6	-0,34	4	0,80	-1,13	1,13
<i>Lysimachia nummularia</i>	6	-0,34	4	0,80	-1,13	1,13
<i>Galium mollugo</i>	4	-1,78	3	-0,62	-1,16	1,16
<i>Polygonum arenastrum</i>	4	-1,78	3	-0,62	-1,16	1,16
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	4	-1,78	3	-0,62	-1,16	1,16
<i>Agrostis gigantea</i>	8	1,10	3	-0,62	1,72	1,72
<i>Dianthus superbus</i>	8	1,10	3	-0,62	1,72	1,72
<i>Iris sibirica</i>	8	1,10	3	-0,62	1,72	1,72
wartość średnia F (x)	6,47		3,44			
wartość odchylenia standardowego (s)	1,39		0,71			

F E – ekologiczne liczby wskaźnikowe „F” Ellenberga
F_L – ekologiczne liczby wskaźnikowe „F” Landolta

Załącznik 2. Standaryzacja ekologicznych liczb wskaźnikowych wilgotności dwóch systemów Ellenberga (F) i Zarzyckiego (W)

Gatunki z klasy MOLINIO-ARRHENATHERETEA	F E	W. stand. F E	W Z	W. stand. W Z	Różnica w. stand. F E - W Z	Wartość bezwzg. różnicy F E - W Z
<i>Arrhenatherum elatius</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Campanula patula</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Carum carvi</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Crepis biennis</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Crepis capillaris</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Cynosurus cristatus</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Dactylis glomerata</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Geranium pratense</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Leontodon autumnalis</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Lolium perenne</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Poa pratensis s.str</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Taraxacum officinale coll.</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Tragopogon orientalis</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Trifolium dubium</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Veronica filiformis</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Vicia cracca</i>	5	-1,13	3	-1,15	0,01	0,01
<i>Colchicum autumnale</i>	6	-0,41	3,5	-0,36	-0,05	0,05
<i>Lathyrus pratensis</i>	6	-0,41	3,5	-0,36	-0,05	0,05
<i>Potentilla anserina</i>	6	-0,41	3,5	-0,36	-0,05	0,05
<i>Potentilla reptans</i>	6	-0,41	3,5	-0,36	-0,05	0,05
<i>Rhinanthus angustifolius ssp. angustifolius (serotinus)</i>	6	-0,41	3,5	-0,36	-0,05	0,05
<i>Veronica serpyllifolia</i>	6	-0,41	3,5	-0,36	-0,05	0,05
<i>Achillea millefolium</i>	4	-1,85	2,5	-1,93	0,08	0,08
<i>Saxifraga granulata</i>	4	-1,85	2,5	-1,93	0,08	0,08
<i>Deschampsia cespitosa</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Inula britannica</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Laserpitium prutenicum</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Mentha pulegium</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Poa trivialis</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Polygonum historta</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Pulicaria dysenterica</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Rorippa austriaca</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Sanguisorba officinalis</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Succisa pratensis</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Trollius europaeus</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Viola pumila</i>	7	0,31	4	0,42	-0,11	0,11
<i>Blysmus compressus</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Cirsium rivulare</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Crepis paludosa</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Filipendula ulmaria</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Gratiola officinalis</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Juncus acutiflorus</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Lathyrus palustris</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Lotus uliginosus</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Lysimachia vulgaris</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Lythrum salicaria</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Mentha longifolia</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Myosotis palustris</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Scirpus sylvaticus</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Taraxacum palustre</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Thalictrum flavum</i>	8	1,03	4,5	1,20	-0,18	0,18
<i>Caltha palustris</i>	9	1,75	5	1,98	-0,24	0,24
<i>Achillea ptarmica</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Allium angulosum</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Angelica sylvestris</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Bromus racemosus</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Cirsium canum</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Cirsium palustre</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Cnidium dubium</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Dianthus superbus</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Equisetum palustre</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Fritillaria meleagris</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Galium uliginosum</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Hypericum tetrapterum</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Iris sibirica</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Juncus compressus</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Ostericum palustre</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Ranunculus sardous</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Scutellaria hastifolia</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Senecio aquaticus ssp. aquaticus</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Viola elatior</i>	8	1,03	4	0,42	0,61	0,61
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	3	-2,57	2,5	-1,93	-0,64	0,64
<i>Festuca arundinacea</i>	7	0,31	3,5	-0,36	0,67	0,67
<i>Ranunculus repens</i>	7	0,31	3,5	-0,36	0,67	0,67
<i>Rumex crispus</i>	7	0,31	3,5	-0,36	0,67	0,67
<i>Selinum carvifolia</i>	7	0,31	3,5	-0,36	0,67	0,67
<i>Trifolium fragiferum</i>	7	0,31	3,5	-0,36	0,67	0,67
<i>Daucus carota</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Galium mollugo</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Knautia arvensis</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Leucanthemum vulgare</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Pastinaca sativa</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Tragopogon pratensis</i>	4	-1,85	3	-1,15	-0,71	0,71
<i>Carex hirta</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Festuca pratensis</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Festuca rubra</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Galium boreale</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Inula salicina</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Pimpinella major</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Poa annua</i>	6	-0,41	3	-1,15	0,73	0,73
<i>Bellis perennis</i>	5	-1,13	3,5	-0,36	-0,77	0,77
<i>Cerastium holosteoides</i>	5	-1,13	3,5	-0,36	-0,77	0,77
<i>Leontodon hispidus</i>	5	-1,13	3,5	-0,36	-0,77	0,77
<i>Plantago major ssp. major</i>	5	-1,13	3,5	-0,36	-0,77	0,77
<i>Prunella vulgaris</i>	5	-1,13	3,5	-0,36	-0,77	0,77
<i>Phleum pratense ssp. pratense</i>	5	-1,13	2,5	-1,93	0,80	0,80
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	-0,41	4	0,42	-0,83	0,83
<i>Cardamine pratensis s.str.,</i>	6	-0,41	4	0,42	-0,83	0,83
<i>Holcus lanatus</i>	6	-0,41	4	0,42	-0,83	0,83
<i>Juncus tenuis</i>	6	-0,41	4	0,42	-0,83	0,83
<i>Lysimachia nummularia</i>	6	-0,41	4	0,42	-0,83	0,83
<i>Trifolium hybridum ssp. hybridum;</i>	6	-0,41	4	0,42	-0,83	0,83
<i>Cirsium oleraceum</i>	7	0,31	4,5	1,20	-0,90	0,90
<i>Juncus conglomeratus</i>	7	0,31	4,5	1,20	-0,90	0,90
<i>Juncus effusus</i>	7	0,31	4,5	1,20	-0,90	0,90
<i>Juncus inflexus</i>	7	0,31	4,5	1,20	-0,90	0,90
<i>Molinia caerulea</i>	7	0,31	4,5	1,20	-0,90	0,90
<i>Stachys palustris</i>	7	0,31	4,5	1,20	-0,90	0,90
<i>Alopecurus geniculatus</i>	8	1,03	5	1,98	-0,96	0,96
<i>Euphorbia palustris</i>	8	1,03	5	1,98	-0,96	0,96
<i>Juncus subnodulosus</i>	8	1,03	5	1,98	-0,96	0,96
<i>Juncus atratus</i>	9	1,75	4	0,42	1,33	1,33
<i>Rorippa sylvestris</i>	8	1,03	3,5	-0,36	1,39	1,39
<i>Valeriana officinalis ssp. officinalis</i>	8	1,03	3,5	-0,36	1,39	1,39
<i>Veronica longifolia</i>	8	1,03	3,5	-0,36	1,39	1,39
<i>Althaea officinalis</i>	7	0,31	3	-1,15	1,45	1,45
<i>Euphorbia lucida</i>	7	0,31	3	-1,15	1,45	1,45
<i>Lotus corniculatus</i>	4	-1,85	3,5	-0,36	-1,49	1,49
<i>Heracleum sphondylium ssp. sphondylium.</i>	5	-1,13	4	0,42	-1,55	1,55
<i>Carex hartmanii</i>	7	0,31	5	1,98	-1,68	1,68
<i>Geranium palustre</i>	7	0,31	5	1,98	-1,68	1,68
<i>Agrostis gigantea</i>	8	1,03	3	-1,15	2,17	2,17
<i>Carex tomentosa</i>	7	0,31	2,5	-1,93	2,24	2,24
wartość średnia F (x)	6,57		3,73			
wartość odchylenia standardowego (s)	1,39		0,64			

F_E – ekologiczne liczby wskaźnikowe „F” Ellenberga
W_Z – ekologiczne liczby wskaźnikowe „W” Zarzyckiego

Załącznik 3. Standaryzacja ekologicznych liczb wskaźnikowych wilgotności dwóch systemów Landolta (F) i Zarzyckiego (W)

Gatunki z klasy MOLINIO-ARRHENATHEREATA	F L	W. stand. F_L	W Z	W. stand. W_Z	Różnica w. stand. F_L - W_Z	Wartość bezwzg. różnicy F_L - W_Z
<i>Achillea millefolium</i>	2	-1,92	2,5	-1,85	-0,07	0,07
<i>Rumex thyrsoflorus</i>	2	-1,92	2,5	-1,85	-0,07	0,07
<i>Saxifraga granulata</i>	2	-1,92	2,5	-1,85	-0,07	0,07
<i>Caltha palustris</i>	5	2,26	5	2,11	0,15	0,15
<i>Avenula pubescens</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Bellis perennis</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Cerastium holosteoides</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Colchicum autumnale</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Lathyrus pratensis</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Leontodon hispidus</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Plantago major ssp. major</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Potentilla anserina</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Potentilla reptans</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Prunella vulgaris</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Ranunculus acris ssp. acris</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Rhinanthus angustifolius ssp. angustifolius</i> (s	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Rhinanthus minor</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Rumex acetosa</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Rumex crispus</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Serratula tinctoria</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Tetragonolobus maritimus;</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Trifolium fragiferum</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Veronica serpyllifolia</i>	3	-0,53	3,5	-0,26	-0,26	0,26
<i>Achillea ptarmica</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Agrostis stolonifera</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Allium angulosum</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Alopecurus pratensis</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Angelica sylvestris</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Bromus racemosus</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Cardamine pratensis s.str.,</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Cirsium palustre</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Deschampsia cespitosa</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Equisetum palustre</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Fritillaria meleagris</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Galium uliginosum</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Inula britannica</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Juncus compressus</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Lysimachia nummularia</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Mentha pulegium</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Polygonum bistorta</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Pulicaria dysenterica</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Ranunculus sardous</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Rorippa austriaca</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Senecio aquaticus ssp. aquaticus</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Trollius europaeus</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Viola elatior</i>	4	0,87	4	0,53	0,34	0,34
<i>Blysmus compressus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Cirsium oleraceum</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Cirsium rivulare</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Crepis paludosa</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Filipendula ulmaria</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Juncus acutiflorus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Juncus conglomeratus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Juncus effusus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Juncus inflexus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Lotus uliginosus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Lysimachia vulgaris</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Lythrum salicaria</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Mentha longifolia</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Molinia caerulea</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Scirpus sylvaticus</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Stachys palustris</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Thalictrum flavum</i>	4	0,87	4,5	1,32	-0,45	0,45
<i>Agropyron repens</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Agrostis gigantea</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Althaea officinalis</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Betonica officinalis</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Bromus hordeaceus</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Campanula patula</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Carex hirta</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Carum carvi</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Centaurea jacea</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Crepis biennis</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Crepis capillaris</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Cynosurus cristatus</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Dactylis glomerata</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Festuca pratensis</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Festuca rubra</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Galium boreale</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Galium mollugo</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Geranium pratense</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Inula salicina</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Leontodon autumnalis</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Lolium perenne</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Pimpinella major</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Poa annua</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Poa pratensis s.str</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Polygonum arenastrum</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Taraxacum officinale coll.</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Trifolium dubium</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Trifolium pratense</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Trisetum flavescens</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Veronica filiformis</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Vicia cracca</i>	3	-0,53	3	-1,06	0,53	0,53
<i>Daucus carota</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Knautia arvensis</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Leucanthemum vulgare</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Pastinaca sativa</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Plantago lanceolata</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Tragopogon orientalis</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Tragopogon pratensis</i>	2	-1,92	3	-1,06	-0,87	0,87
<i>Gratiola officinalis</i>	5	2,26	4,5	1,32	0,95	0,95
<i>Lathyrus palustris</i>	5	2,26	4,5	1,32	0,95	0,95
<i>Taraxacum palustre</i>	5	2,26	4,5	1,32	0,95	0,95
<i>Dianthus superbus</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Heracleum sphondylium ssp. sphondylium,</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Holcus lanatus</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Iris sibirica</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Juncus tenuis</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Laserpitium prutenicum</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Poa trivialis</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Sanguisorba officinalis</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Silaum silaus</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Succisa pratensis</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Trifolium hybridum ssp. hybridum;</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Viola pumila</i>	3	-0,53	4	0,53	-1,05	1,05
<i>Festuca arundinacea</i>	4	0,87	3,5	-0,26	1,13	1,13
<i>Ranunculus repens</i>	4	0,87	3,5	-0,26	1,13	1,13
<i>Rorippa sylvestris</i>	4	0,87	3,5	-0,26	1,13	1,13
<i>Selinum carvifolia</i>	4	0,87	3,5	-0,26	1,13	1,13
<i>Valeriana officinalis ssp. officinalis</i>	4	0,87	3,5	-0,26	1,13	1,13
<i>Veronica longifolia</i>	4	0,87	3,5	-0,26	1,13	1,13
<i>Alopecurus geniculatus</i>	4	0,87	5	2,11	-1,24	1,24
<i>Carex hartmanii</i>	4	0,87	5	2,11	-1,24	1,24
<i>Euphorbia palustris</i>	4	0,87	5	2,11	-1,24	1,24
<i>Geranium palustre</i>	4	0,87	5	2,11	-1,24	1,24
<i>Juncus subnodulosus</i>	4	0,87	5	2,11	-1,24	1,24
<i>Carex tomentosa</i>	3	-0,53	2,5	-1,85	1,32	1,32
<i>Phleum pratense ssp. pratense</i>	3	-0,53	2,5	-1,85	1,32	1,32
<i>Lotus corniculatus</i>	2	-1,92	3,5	-0,26	-1,66	1,66
<i>Scutellaria hastifolia</i>	5	2,26	4	0,53	1,74	1,74
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	4	0,87	3	-1,06	1,92	1,92
<i>Gladiolus imbricatus</i>	1	-3,32	3,5	-0,26	-3,05	3,05
wartość średnia F (x)	3,38		3,67			
wartość odchylenia standardowego (s)	0,72		0,63			

F E – ekologiczne liczby wskaźnikowe „F” Landolta
W Z – ekologiczne liczby wskaźnikowe „W” Zarzyckiego

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego, Polskiej Akademii Nauk, wydaje następujące publikacje seryjne:

- Geographia Polonica,
- Prace Geograficzne,
- Przegląd Geograficzny,
- Dokumentacja Geograficzna,
- Europa XXI,
- Geopolitical Studies,
- Bibliografia Geografii Polskiej,
- Atlas Warszawy,

oraz *Atlas Rzeczypospolitej Polskiej* (1995), *Centralny katalog zbiorów kartograficznych w Polsce* (2000).

MONOGRAFIE

- 1 – T. Kozłowska-Szczęsna, K. Błazejczyk, B. Krawczyk, 1997, *Bioklimatologia człowieka*.
- 2 – L. Starkel, 2001, *Historia Doliny Wisły od ostatniego zlodowacenia do dziś*.
- 3 – T. Kozłowska-Szczęsna, K. Błazejczyk, B. Krawczyk, D. Limanówka, 2002, *Bioklimat uzdrowisk polskich i możliwości jego wykorzystania w lecznictwie*.

ATLAS WARSZAWY

- 1 – Węclawowicz G., Jarosz A., 1993, *Struktury demograficzne i gospodarstw domowych*.
- 2 – Węclawowicz G., Księżak J., 1994, *Struktury wykształcenia i zatrudnienia ludności w świetle Narodowego Spisu Powszechnego 1988*.
- 3 – Węclawowicz G., Jarosz A., 1995, *Warunki mieszkaniowe ludności w świetle Narodowego Spisu Powszechnego 1988*.
- 4 – Kozłowska-Szczęsna T., Błazejczyk K., Krawczyk B., 1996, *Środowisko fizyczno-geograficzne – niektóre zagadnienia*.
- 5 – Węclawowicz G., Jarosz A., Śleszyński P., 1998, *Wybory parlamentarne 1991 i 1993*.
- 6 – Misztal S., 1998, *Przekształcenia struktury przemysłu Warszawy*.
- 7 – Potrykowska A., Śleszyński P., 1999, *Migracje wewnętrzne w Warszawie i województwie warszawskim*.
- 8 – Luniak M., Nowicki W., Kozłowski P., Plit J., 2001, *Ptaki Warszawy 1962–2000*.

Sprzedaż i prenumeratę publikacji IGiPZ PAN prowadzą księgarnie:

- Księgarnia DHN Sp. z o.o. PAN, ul. Szczęśliwicka 2/17, 02–352 Warszawa, tel./fax 22/822–98–69; tel. 22/658–15–58.
- Główna Księgarnia Naukowa im. Bolesława Prusa, ul. Krakowskie Przedmieście 7, 00–068 Warszawa, tel. 826–18–35.

Szata roślinna jest efektem wzajemnych związków i zależności pomiędzy komponentami środowiska geograficznego, głównie klimatem, glebami i stosunkami wodnymi. Zależności te mają charakter sprzężeń zwrotnych. Zmiany szaty roślinnej są zatem „wypadkową” oddziaływań czynników środowiska geograficznego – naturalnych oraz antropogenicznych zmieniających się w czasie i przestrzeni. Założenie to leży u podstaw fitoindykacji geobotanicznej (gr. *phyton* „fito” roślina, łac. *indico* wskazać), a zwłaszcza ekologicznych skal liczb wskaźnikowych roślin.

Brak w piśmiennictwie szerszego, syntetycznego spojrzenia na problematykę fitoindykacji geobotanicznej zainspirowało autorkę prezentowanej pracy do wypełnienia tej luki. Książka ta prezentuje wyniki wieloletnich badań prowadzonych w Instytucie Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN nad rolą roślinności jako wskaźnika stanu i zmian warunków środowiska geograficznego. Fitoindykację geobotaniczną przedstawiono na szerszym tle obejmującym historię tej koncepcji, podstawy teoretyczne i metodyczne oraz jej miejsce w obrębie (bio)indykacji. Przeprowadzono analizę porównawczą europejskich ekologicznych skal liczb wskaźnikowych trzech autorów: Ellenberga, Landolta i Zarzyckiego. Zaprezentowano zastosowania fitoindykacji geobotanicznej w charakterystyce zmienności przestrzennej ekologicznych wymagań roślinności oraz na tej podstawie przestrzennego zróżnicowania wybranych cech siedliska i klimatu na wybranych obszarach modelowych. Wskazano także na przydatność metod fitoindykacji w praktyce i na zakres ich stosowalności.