

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

PRACE GEOGRAFICZNE NR 185

Jerzy Solon

**OCENA RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU
NA PODSTAWIE ANALIZY
STRUKTURY PRZESTRZENNEJ
ROŚLINNOŚCI**



WARSZAWA 2002

PRACE GEOGRAFICZNE IGiPZ PAN

163. Szulc H., *Morfogeneza osiedli wiejskich w Polsce*, 1995, s. 112, 40 il., 1 mapa.
164. Glazik R., *Obieg wody w klimacie kontynentalnym na przykładzie północnej Mongolii*, 1995, s. 190, 65 il.
165. Dąbrowska-Zielińska K., *Szacowanie ewapotranspiracji, wilgotności gleb zielonej łąk na podstawie zdjęć satelitarnych NOAA*, 1995, s. 82, 26 il.
166. Plit J., *Antropogeniczne i naturalne przeobrażenia krajobrazów roślinnych Mazowsza (od schyłku XVIII w. do 1990 r.)*, 1996, s. 135, 45 il.
167. Grzeszczak J., *Tendencje kontrurbanizacyjne w Europie Zachodniej*, 1996, s. 82, 5 il.
168. Bański J., *Przemiany rolniczego użytkowania ziemi w Polsce w latach 1975–1988*, 1997, s. 105, 45 il.
169. Gałązka A., *Sytuacja mieszkaniowa ludności aglomeracji warszawskiej w latach 1970–1988. Zróżnicowania przestrzenne i tendencje zmian*, 1998, s. 154, 26 il.
170. Rykiel Z., *Przemiany struktury społeczno-przestrzennej miast polskich a świadomość terytorialna jego mieszkańców*, 1999, s. 148, 15 il.
171. Taylor Z., *Przestrzenna dostępność miejsc zatrudnienia, kształcenia i usług a codzienna ruchliwość ludności wiejskiej*, 1999, s. 239, 71 il.
172. Bański J., *Obszary problemowe w rolnictwie Polski*, 1999, s. 128, 36 il.
173. Grzeszczak J., *Bieguny wzrostu a formy przestrzeni spolaryzowanej*, 1999, s. 91, 3 il.
174. Kotarba A., Kozłowska A. (red.), *Badania geoekologiczne w otoczeniu Kasprzewego Wierchu*, 1999, s. 132, 32 il., 3 fot., 4 mapy.
175. Taylor Z., *Przekształcenia sieci handlu detalicznego i gastronomii w okresie transformacji społeczno-gospodarczej Polski*, 2000, s.61, 16 il., 8 fot.
176. Gierszewski P., *Charakterystyka środowiska hydrochemicznego wód powierzchniowych zachodniej części Kotliny Płockiej*, 2000, s. 136, 47 il., 8 fot.
177. Komornicki T., *Potoki towarowe polskiego handlu zagranicznego a międzynarodowe powiązania transportu*, 2000, s. 102, 3., 21 tab
178. Roo-Zielińska E., Solon J. (red.), *Typologia zbiorowisk i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym*, 2001, s. 273, .. 32 tab., 6 fot., 2 zal.
179. Roo-Zielińska E., Solon J. (red.), *Między geografią i biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, 2001, s. 330, .. 31 tab., 20 fot.
180. Krawczyk B., Węclawowicz G. (red.), *Badania środowiska fizyczno-geograficznego aglomeracji warszawskiej*, 2001, s.147, 42 il., 20 tab.
181. Kupiszewski M., *Modelowanie dynamiki przemian ludności w warunkach wzrostu znaczenia migracji międzynarodowej*, 2002.
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 Kaffiøyry (Ziemia Oskara II – Spitsbergen)*, 2002, s. 222, 54 ryc., 33 fot., 37 tab., 17 zal.
184. Węclawowicz G. (red.), *Warszawa jako przedmiot badań w geografii społeczno-ekonomicznej*, 2002, s.278, 31 ryc., 33 tab.

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

PRACE GEOGRAFICZNE NR 185

GEOGRAPHICAL STUDIES

No. 185

**THE ASSESSMENT OF DIVERSITY OF LANDSCAPE ON THE
BASIS OF ANALYSIS OF SPATIAL STRUCTURE OF
VEGETATION**

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

PRACE GEOGRAFICZNE NR 185

Jerzy Solon

**OCENA
RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU
NA PODSTAWIE ANALIZY
STRUKTURY PRZESTRZENNEJ
ROŚLINNOŚCI**



WARSZAWA 2002

<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,
Emmon Judge, Lydia Coudroy

RECENZENCI TOMU:

Krzysztof Błażejczyk, Czesław Wysocki

Opracowanie redakcyjne i techniczne: Ewa Jankowska

© Copyright by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN
im. Stanisława Leszczyckiego, Warszawa 2002

PL ISSN 0373-6547
ISBN 83-87954-09-8

Spis treści

Przedmowa	9
1. Wstęp – założenia teoretyczne i metodologiczne	11
1.1. Ekologia krajobrazu jako nauka badająca relacje przestrzenne w środowisku geograficznym	11
1.2. Delimitacja jednostek krajobrazowych	12
1.3. Roślinność jako podstawa analizy struktury przestrzennej krajobrazu	14
1.4. Modele krajobrazu	17
1.5. Ogólne założenia metodologiczne pracy	19
1.6. Terminy wymagające komentarza	20
2. Cel i zakres opracowania	25
3. Obszary testowe i wykorzystane materiały	27
3.1. Zasady wyboru powierzchni testowych	27
3.2. Obszary testowe	28
3.2.1. Obszar "Świecie"	28
3.2.2. Obszar "Tykocin"	30
3.2.3. Obszar "KmPN"	32
3.2.4. Obszar "Wilga"	32
3.2.5. Obszar "Krasnystaw"	33
3.2.6. Obszar "Pińczów"	34
4. Metody analizy danych	37
4.1. Etapy analizy danych i metody ogólne	37
4.2. Metody szczegółowe	39
4.2.1. Metody oceny stopnia losowości struktury przestrzennej	39
4.2.2. Metody oceny wpływu zróżnicowania siedliskowego na rozmieszczenie roślinności rzeczywistej	40
4.2.3. Metody analizy sąsiedztwa płatów	42
4.2.4. Metody określania metryk zależnych i niezależnych od skali w ujęciu wektorowym i rastrowym	45
4.2.5. Metody analizy autokorelacji przestrzennej	46
4.2.6. Metody oceny roli zbiorowisk drobnopowierzchniowych we florystycznej różnorodności krajobrazu	47
4.2.7. Metoda określania powiązań między różnorodnością roślinności potencjalnej i roślinności rzeczywistej	48
4.2.8. Metoda określania powiązań między różnorodnością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej	49
4.2.9. Metoda określania powiązań między poziomem synantropizacji a różnorodnością roślinności rzeczywistej	49
5. Losowość i uporządkowanie w krajobrazie	51
5.1. Ogólne problemy oceny losowości i uporządkowania struktur przestrzennych w krajobrazie	51
5.2. Zróżnicowanie właściwości geometrycznych płatów jako miara losowości struktury przestrzennej	54
5.2.1. Wprowadzenie do zagadnienia	54
5.2.2. Odpowiedniość mapy wektorowej i mapy rastrowej	55
5.2.3. Zmienność charakterystyk neutralnych rastrowych modeli krajobrazu przy różnym poziomie korelacji między sąsiednimi komórkami	55
5.2.4. Porównanie charakterystyk mapy rzeczywistej z charakterystykami modelu neutralnego	60
5.3. Zróżnicowanie powierzchni i obwodów płatów na poszczególnych poligonach badawczych	62
5.3.1. Wprowadzenie do zagadnienia	62

5.3.2. Zróżnicowanie wymiarów płatów zbiorowisk roślinnych na obszarze "KmPN"	66
5.3.3. Zróżnicowanie wymiarów płatów zbiorowisk roślinnych na obszarze "Pińczów" ..	66
5.3.4. Zróżnicowanie wymiarów płatów zbiorowisk roślinnych na obszarze "Tykocin" ...	69
5.3.5. Zróżnicowanie wymiarów płatów zbiorowisk roślinnych na obszarze "Krasnystaw".	70
5.3.6. Zróżnicowanie wymiarów płatów zbiorowisk roślinnych na obszarze "Świecie" ...	70
5.3.7. Zróżnicowanie wymiarów płatów zbiorowisk roślinnych na obszarze "Wilga"	74
5.3.8. Ogólne prawidłowości dotyczące zróżnicowania rozmiarów płatów	75
5.4. Wpływ zróżnicowania siedliskowego na rozmieszczenie roślinności rzeczywistej – dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych	79
5.4.1. Wprowadzenie do zagadnienia	79
5.4.2. Dynamiczne kręgi zbiorowisk na obszarze "KmPN"	81
5.4.3. Dynamiczne kręgi zbiorowisk na obszarze "Pińczów"	82
5.4.4. Dynamiczne kręgi zbiorowisk na obszarze "Krasnystaw"	84
5.4.5. Dynamiczne kręgi zbiorowisk na obszarze "Świecie"	85
5.4.6. Dynamiczne kręgi zbiorowisk na obszarze "Wilga"	86
5.4.7. Ogólne prawidłowości przestrzenne dynamicznych kręgów zbiorowisk	88
5.5. Konfiguracja płatów w krajobrazie: analiza sąsiedztwa	92
5.5.1. Wprowadzenie do zagadnienia	92
5.5.2. Analiza sąsiedztwa na obszarze "Pińczów"	93
5.5.3. Analiza sąsiedztwa na obszarze "Tykocin"	95
5.5.4. Analiza sąsiedztwa na obszarze "Wilga"	97
5.5.5. Ogólne prawidłowości dotyczące sąsiedztwa płatów	98
6. Różnorodność powierzchniowa krajobrazu – ujęcie wieloskalowe	103
6.1. Ogólne problemy oceny różnorodności krajobrazu	103
6.2. Różnorodność powierzchniowa – metryki krajobrazu zależne i niezależne od skali w ujęciu wektorowym i rastrowym	108
6.2.1. Wprowadzenie do zagadnienia	108
6.2.2. Wpływ rozdzielczości mapy obszaru testowego "Pińczów" na ocenę różnorod- ności typologicznej zbiorowisk roślinnych	110
6.2.3. Związek wskaźników struktury przestrzennej ze skalą analizy na obszarze tes- towym "Pińczów"	112
6.2.4. Zależności allometryczne na obszarze testowym "Pińczów"	116
6.2.5. Wpływ sposobu analizy na ocenę różnorodności krajobrazu – podsumowanie ..	118
6.3. Autokorelacja przestrzenna zbiorowisk	120
6.3.1. Wprowadzenie do zagadnienia	120
6.3.2. Autokorelacja przestrzenna wybranych typów zbiorowisk roślinnych na poli- gonach "KmPN" i "Pińczów"	121
6.3.3. Prawidłowości ogólne	136
6.4. Mikrokrajobrazy roślinne	137
6.4.1. Wprowadzenie do zagadnienia	137
6.4.2. Mikrokrajobrazy roślinne obszaru "KmPN"	140
6.4.3. Mikrokrajobrazy roślinne na obszarze "Pińczów"	142
6.4.4. Mikrokrajobrazy jako pola odniesienia w badaniach przestrzennych	143
6.5. Zbiorowiska o niewielkiej powierzchni i ich wkład do powierzchniowej i flory- stycznej różnorodności krajobrazu	144
6.5.1. Wprowadzenie do zagadnienia	144
6.5.2. Zróżnicowanie florystyczne obszaru "Pińczów"	147
6.5.3. Zróżnicowanie florystyczne obszaru "Tykocin"	153
6.5.4. Rola zbiorowisk drobnopowierzchniowych w zachowaniu różnorodności gatunkowej krajobrazu – podsumowanie	154
7. Wpływ zróżnicowania siedliskowego i użytkowania ziemi na różnorodność roślinności rzeczywistej	157
7.1. Główne czynniki wpływające na różnorodność typologiczną roślinności rzeczy- wistej w krajobrazie	157

7.2. Wpływ zróżnicowania siedliskowego na różnorodność roślinności rzeczywistej	159
7.2.1. Wprowadzenie do zagadnienia	159
7.2.2. Różnorodność roślinności potencjalnej i rzeczywistej w mikrokrajobrazach roślinnych na obszarze "KmPN"	160
7.2.3. Różnorodność roślinności potencjalnej i rzeczywistej w mikrokrajobrazach roślinnych na obszarze "Pińczów"	163
7.2.4. Ogólne związki między różnorodnością roślinności potencjalnej i rzeczywistej	163
7.3. Wpływ różnorodności form użytkowania ziemi na różnorodność roślinności rzeczywistej	166
7.3.1. Wprowadzenie do zagadnienia	166
7.3.2. Związek między różnorodnością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej na wybranych obszarach	167
7.3.3. Związek między różnorodnością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej na wybranych siedliskach	169
7.3.4. Ogólne związki między użytkowaniem ziemi a różnorodnością roślinności rzeczywistej	169
7.4. Związek synantropizacji z różnorodnością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej	171
7.4.1. Wprowadzenie do zagadnienia	171
7.4.2. Wpływ synantropizacji na różnorodność roślinności rzeczywistej na obszarze "Pińczów"	172
7.4.3. Wpływ synantropizacji na różnorodność roślinności rzeczywistej na obszarze "Krasnystaw"	172
7.4.4. Wpływ synantropizacji na różnorodność roślinności rzeczywistej na obszarze "Świecie"	176
7.4.5. Wpływ synantropizacji na różnorodność roślinności rzeczywistej na obszarze "Wilga"	176
7.4.6. Ogólne związki między synantropizacją a różnorodnością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej	180
8. Podsumowanie	185
LITERATURA	193
The assessment of diversity of landscape on the basis of analysis of spatial structure of vegetation	211
DODATEK	217

PRZEDMOWA

Prezentowane opracowanie zostało wykonane w Zakładzie Geoekologii Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk w Warszawie. Jest ono podsumowaniem ponad dziesięcioletniego okresu pracy autora na polu ekologii krajobrazu. Należy tu podkreślić, że w okresie ostatniego dziesięciolecia ekologia krajobrazu uległa szybkiej i daleko idącej ewolucji. Gwałtownie rozwijały się nowe metody analityczne, wypracowano liczne modele i założenia teoretyczne.

Głównym motywem podjęcia niniejszej pracy była, z jednej strony, chęć pogłębienia wiedzy o powiązaniach i zależnościach między różnymi aspektami struktury złożonych układów krajobrazowych i wykazanie, że powiązania te można analizować na podstawie szczegółowej znajomości zróżnicowania przestrzennego roślinności rzeczywistej. Z drugiej strony, starano się przeanalizować i ocenić przydatność wielu współcześnie stosowanych podejść metodycznych.

Zasadniczy temat i zakres pracy sformułowano podczas realizacji grantu nr 6P04E04410: *Typologiczna i przestrzenna różnorodność roślinności w krajobrazach wybranych regionów Polski: diagnoza stanu, modele zależności i elementy prognozy zmian* finansowanego przez KBN w latach 1996–1998. W tym czasie testowano najrozmaitsze koncepcje oraz narzędzia badawcze. Część wstępnych wyników i przemyśleń prezentowano na krajowych konferencjach organizowanych przez Polską Asocjację Ekologii Krajobrazu oraz na międzynarodowych spotkaniach pod egidą International Association for Landscape Ecology.

Na zakończenie z przyjemnością składam podziękowania recenzentom maszynopisu pracy: Panu doc. dr. hab. Krzysztofowi Błażejczykowi z IGiPZ PAN oraz Panu dr. hab. Czesławowi Wysockiemu, profesorowi SGGW, za wnikliwe uwagi i sugestie, dzięki którym praca nabrała dodatkowej klarowności, a niektóre partie tekstu zostały sformułowane z większą precyzją. Nie zwalnia to oczywiście autora od odpowiedzialności za wszystkie błędy i niejasności prezentowanego opracowania.

Dziękuję również mojej żonie, Barbarze. Bez jej zachęty i ogromnej cierpliwości ukończenie pracy byłoby niemożliwe.

Jerzy Solon

The photograph shows a group of people, possibly a family, standing together outdoors. They are dressed in formal or semi-formal attire. The background is slightly blurred, suggesting an outdoor setting with trees or a garden. The overall tone of the image is somewhat somber or historical.

The photograph captures a moment of quiet reflection or a significant gathering. The individuals are positioned in a line, looking towards the camera. The lighting is soft, highlighting their features and the textures of their clothing. The image has a grainy quality, characteristic of older film photography.

This photograph is a historical record of a group of people, likely from the early 20th century. The subjects are posed in a formal manner, typical of the era's portraiture. The setting appears to be an outdoor location, possibly a park or a large estate. The image serves as a visual document of the individuals and their social context.

The photograph depicts a group of people, possibly a family or a group of friends, standing together. The individuals are dressed in formal attire, suggesting a significant occasion or a formal portrait. The background is slightly out of focus, emphasizing the subjects in the foreground. The overall composition is balanced and formal.

This photograph shows a group of people, likely a family, standing outdoors. The individuals are dressed in formal or semi-formal clothing. The background is slightly blurred, suggesting an outdoor setting with trees or a garden. The overall tone of the image is somewhat somber or historical.

The photograph captures a moment of quiet reflection or a significant gathering. The individuals are positioned in a line, looking towards the camera. The lighting is soft, highlighting their features and the textures of their clothing. The image has a grainy quality, characteristic of older film photography.

Musimy jednak zapoznać się z tym nie tylko w teorii ogólnej, lecz także w odniesieniu do wszystkich poszczególnych rzeczy, w szczególności do tych, które są podległe zmysłom – bo przecież wychodząc od tych ostatnich, szukamy zasad ogólnych; dlatego uważamy, że i z nimi muszą się one zgadzać.
(Arystoteles, *O ruchu zwierząt*, tłum. Paweł Siwek)

*Nie ludzę się ani trochę,
że bez trudności mi przyjdzie
Wyjaśnić w wierszach łacińskich
niejasne pomysły Greków,
Zwłaszcza że wiele z nich trzeba
oddać nowymi słowami
Z racji ubóstwa języka
i niezwykłości przedmiotu;
(Lukrecjusz [Titus Lucretius Carus] *O naturze rzeczy*, tłum. G. Żurek)*

I. WSTĘP – ZAŁOŻENIA TEORETYCZNE I METODOLOGICZNE

I.1. EKOLOGIA KRAJOBRAZU JAKO NAUKA BADAJĄCA RELACJE PRZESTRZENNE W ŚRODOWISKU GEOGRAFICZNYM

Ekologia krajobrazu zajmuje się analizą części składowych krajobrazu i zachodzących między nimi relacji, identyfikacją przyrodniczych jednostek przestrzennych, ich hierarchiczną klasyfikacją oraz waloryzacją układów środowiska przyrodniczego dla różnych form działalności człowieka, a także identyfikacją i oceną podstaw organizacji przestrzeni przyrodniczej. Specyfika ekologii krajobrazu wyraża się w całościowym podejściu do przedmiotu badań, z uwzględnieniem efektów działalności człowieka, w aspekcie strukturalnym, funkcjonalnym i wizualnym.

W teorii systemów, w zależności od szczegółowego celu badawczego, można wyróżnić trzy aspekty badań krajobrazowych: (a) statyczny, czyli dotyczący struktury; (b) kinetyczny, czyli dotyczący przepływu sygnałów między elementami; (c) dynamiczny, czyli dotyczący zmian zachodzących w czasie oraz ewolucji elementów, ich powiązań, a także ewolucji całego systemu krajobrazowego (Frąckiewicz 1980; Richling, Solon 1998).

Jednym z najważniejszych paradygmatów ekologii krajobrazu jest założenie o związkach i sprzężeniach zwrotnych między strukturą a funkcjonowaniem krajobrazu (Risser, Karr 1984; Xiao, Li 1999). W sposób najbardziej

lapidarny paradygmat ten sformułowano w postaci stwierdzenia że “structure makes function” (Forman, Godron 1986). Jest to podsumowanie wieloletnich obserwacji, z których wynika, że struktura przestrzenna, obejmująca: (a) charakterystyki powierzchniowe płatów (ich wielkość, kształt i rozmieszczenie), (b) charakterystyki przestrzenne (np. typy płatów i ich skład) oraz (c) powiązania między płatami, w decydujący sposób wpływa na przebieg procesów zachodzących w krajobrazie i na zmiany krajobrazu w czasie (Burgess, Sharpe 1981; Harris 1984; Wilcove i in. 1986; Turner 1989; Gustafson 1998).

Potrzebę ilościowych ocen i analiz struktury przestrzennej krajobrazu przekonująco uzasadnił J. Jaeger (2000). Jego zdaniem ujęcia ilościowe są niezbędne ze względu na: (1) dokumentowanie rozwoju krajobrazu i weryfikację obserwacji o charakterze jakościowym; (2) ocenę stopnia fragmentacji terenu w obrębie regionu i możliwość porównań z innymi regionami; (3) poszukiwanie związków między cechami strukturalnymi a funkcjonowaniem i ewolucją krajobrazu; (4) formułowanie i testowanie hipotez dotyczących obecności progów wielkościowych, po przekroczeniu których zmienia się typ struktury przestrzennej i czynniki kształtujące krajobraz; (5) zwarte i jednoznaczne przedstawianie modelu krajobrazu.

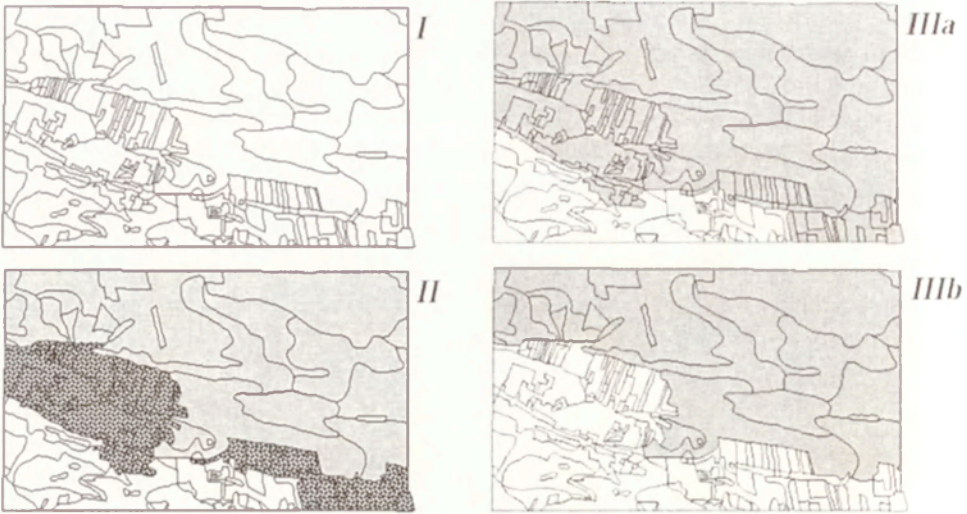
Przy analizie struktury przestrzennej krajobrazu na pierwszy plan wysuwają się dwa zagadnienia o charakterze podstawowym. Jednym z nich są zasady delimitacji różnej rangi elementów strukturalnych krajobrazu. Drugi – to merytoryczne kryteria wyróżniania najmniejszych jednorodnych elementów krajobrazu.

1.2. DELIMITACJA JEDNOSTEK KRAJOBRAZOWYCH

Obecnie stosowane sposoby delimitacji jednostek krajobrazowych wywodzą się – w sposób bezpośredni lub pośredni – z podejść stosowanych w geografii ekonomicznej (obszar centralny i jego powiązania z otoczeniem), ekologii zwierząt (arealty osobnicze oraz koncepcja metapopulacji), ekologii roślin (gradientowa zmienność rozmieszczenia populacji gatunków lub indywidualistyczna koncepcja zbiorowiska roślinnego) i geografii fizycznej kompleksowej (koncepcja geokompleksów częściowych i geosystemów). Należy tutaj wyraźnie podkreślić, że jedynie w obrębie geografii fizycznej kompleksowej i w nauce o roślinności problem granic był szerzej dyskutowany z teoretycznego punktu widzenia. Zwolennicy koncepcji ciągłości środowiska przyrodniczego (m.in. Gleason, Ramiensky, Whittaker spośród ekologów roślin oraz liczni klimatolodzy i hydrolodzy) główną rolę w kształtowaniu środowiska przyrodniczego przypisywali gradientowym i niezależnym zmia-

nom poszczególnych geokomponentów abiotycznych i indywidualnym reakcjom poszczególnych gatunków. Natomiast zwolennicy koncepcji nieciągłości (m.in. Clements, Braun-Blanquet spośród ekologów roślin oraz większość europejskich badaczy zajmujących się geografiami fizyczną kompleksową) podkreślali istnienie: (1) wyraźnych związków przyczynowo-skutkowych między geokomponentami abiotycznymi; (2) zależności biocenotycznych między organizmami; (3) środowiskotwórczą i buforującą rolę zbiorowisk roślinnych. W swojej klasycznej postaci koncepcja geokompleksów częściowych (Haase 1964) jak i – zbliżona do niej – koncepcja geosystemu W.B. Soczawy (1978) zakładały obiektywność i realność istnienia geokompleksów. Przy takim ujęciu zagadnienia jednym z głównych zadań badawczych było “odkrycie” i opisanie (kartograficzne przedstawienie) granic poszczególnych jednostek przestrzennych.

Z perspektywy dzisiejszych potrzeb ekologii krajobrazu powyższe podejście ma charakter daleko niewystarczający, szczególnie przy uwzględnieniu koncepcji względnej nieciągłości środowiska przyrodniczego i traktowaniu krajobrazu jako wieloskalowej struktury hierarchicznej, w której poszczególne zakresy skali wykazują specyficzny zestaw struktur i procesów. Przyjmując koncepcję względnej nieciągłości środowiska przyrodniczego, można jednocześnie założyć, że przestrzenne jednostki krajobrazowe (krajobrazy, geokompleksy heterogeniczne lub inne kategorie elementów powierzchniowych) nie są bytami obiektywnymi, lecz jedynie konstrukcjami logicznymi (modelami), ułatwiającymi charakterystykę struktur przestrzennych i zachodzących procesów. W większości przypadków charakter i cechy modelu przestrzennego można zanalizować na gruncie ogólnej teorii systemów. Zgodnie z tą teorią realna rzeczywistość to tzw. “tworzywo systemowe”, natomiast kreowanie systemów (np. geokompleksów) zależy od przyjętej systemowej funkcji integrującej (Richling, Solon 1998). W takim przypadku na sposób wyróżniania jednostek podstawowych i na przebieg granic złożonych, heterogenicznych części składowych krajobrazu wpływa: (a) cel opracowania, (b) skala opracowania, (c) przyjęte kryteria wyróżniania i łączenia jednostek. Z teorii systemów wynika, że nie ma jednego, preferowanego sposobu postępowania (ryc. 1). Dlatego też należy za każdym razem jednoznacznie określić analizowany system przestrzenny (skala, hierarchia, granice, otoczenie systemu – por. Kay 1993). Powyższe ogólne założenia teoretyczne umożliwiają uwypuklenie, w zależności od potrzeb, różnych obszarów, obiektów, zagadnień i koncepcji badawczych. Jak z powyższego wynika, badania ekologiczno-krajobrazowe mogą się odnosić również do części krajobrazu lub zgrupowań krajobrazów (Richling, Solon 1998).



Ryc. 1. Wpływ skali i kryteriów analizy na wyróżnianie granic jednostek krajobrazowych: I – mozaika jednostek podstawowych (elementów krajobrazu), II – jednostki wyższego szczebla, wyróżnione na podstawie warunków abiotycznych, roślinności rzeczywistej, kierunków użytkowania ziemi i formalnych charakterystyk statystycznych (fragmentacja terenu, stopień rozwinięcia granic, wymiar fraktalny), III – podział terenu na dwie jednostki, a – wg kryterium zgodności warunków abiotycznych, b – wg kryterium zgodności użytkowania ziemi, stopnia przekształcenia krajobrazu i kierunków dynamiki szaty roślinnej. Dane rzeczywiste z terenu Kampinoskiego Parku Narodowego (wg Solona 2000a).

Fig. 1. Boundaries of landscape units in different scales and according to different criteria: I – the mosaic of basic units (landscape elements), II – higher rank units, distinguished according to pattern of abiotic conditions, actual vegetation, land use and formal statistical characteristics (fragmentation, border length, fractal dimension), III – division into two units – a) according to abiotic conditions, b) – according to land use, anthropogenic influence and dynamics of the vegetation cover. Real data from Kampinos National Park (according to Solon 2000a).

1.3. ROŚLINNOŚĆ JAKO PODSTAWA ANALIZY STRUKTURY PRZESTRZENNEJ KRAJOBRAZU

Kryteriom wyróżniania najmniejszych jednorodnych elementów krajobrazu poświęcono już wiele opracowań. Najczęściej w pierwszym etapie wyróżnia się podstawowe jednostki jednorodne wewnętrznie pod względem komponentów abiotycznych i użytkowania ziemi (np. facje), a następnie analizuje związki zachodzące między nimi i tworzy heterogeniczne jednostki przestrzenne wyższego rzędu (geokompleksy). Podejście to zostało przyjęte przez większość geografów fizycznych w Polsce (Bartkowski 1977; Richling 1992). Warto przypomnieć, że zagadnienie uniwersalnej jednostki przestrzennej przedyskutowano w artykule A. Richlinga i K. Ostaszewskiej (1993), a prze-

gład podejść stosowanych w naukach geograficznych zawarty jest m.in. w opracowaniu A. Richlinga i J. Solona (1998). Wątpliwości dotyczące przydatności paradygmatu geokompleksów były już publikowane; przypomnijmy tu jedynie pracę W. Widackiego (1994) i dyskusję, która toczyła się na łamach Wiadomości Ekologicznych (Andrzejewski 1983; Kostrowicki 1983). W tym nurcie mieszczą się również eksperymenty, zarówno terenowe (Faliński 1994) jak i kameralne (Pietrzak 1995, 1998), wskazujące na niejednoznaczność w wyróżnianiu zarówno podstawowych, homogenicznych jednostek przestrzennych jak i ich agregacji w geokompleksy heterogeniczne (por.: Fortin i in. 1996; Jiquan i in. 1996; McNab 1996).

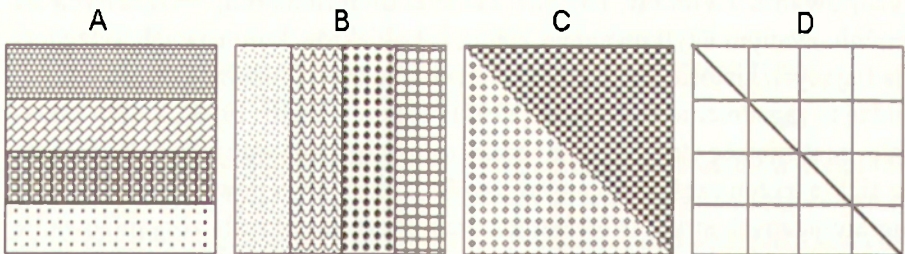
Ograniczenia związane z próbami wyróżniania całościowych "holistycznych" jednostek podstawowych można w znacznym stopniu zminimalizować, stosując podejście bazujące na logicznym i przemyślanym stworzeniu kilku niezależnych podziałów hierarchicznych przestrzeni (każdy oparty na kilku kryteriach) i analizie związku między tymi podziałami (Lovrencak 1995; Chmielewski, Solon 1996). Możliwe są przy tym różne rozwiązania. Z. Navah (1995) traktuje krajobraz jako kombinację biosfery i technosfery. W. Barthlott (Barthlott i in. 1996, Barthlott i in. 1999) podkreśla, że całkowite zróżnicowanie regionu jest kombinacją zróżnicowania (różnorodności) elementów biotycznych (w podziale na producentów, konsumentów i reducentów) oraz zróżnicowania czynników abiotycznych. A. Farina (2000) zwraca uwagę na kompleksowość strukturalną krajobrazu, wyrażoną występowaniem obiektów należących do trzech różnych, choć wzajemnie powiązanych klas: (a) obiektów naturalnych, reprezentowanych przez pozostałości roślinności o charakterze zbliżonym do naturalnego oraz przez zgrupowania zwierząt; (b) obiektów ekonomicznych, związanych ze zróżnicowanym użytkowaniem ziemi; (c) obiektów kulturowych, odzwierciedlających historię, zwyczaje i wierzenia ludności lokalnej. Nieco inaczej widzą to zagadnienie S. Cousins (1993) i F. Perez-Trejo (1993), którzy zakładają, że istniejącą strukturę krajobrazu należy rozpatrywać jako nałożenie się na siebie trzech częściowo niezależnych, a częściowo powiązanych ze sobą hierarchicznych struktur przestrzennych. Pierwsza określa zorganizowanie biotycznej części ekosystemów, druga – abiotycznych komponentów środowiska, a trzecia jest odzwierciedleniem działalności ludzkiej. S. Cousins (1993) uważa ponadto, że ekosystemy (a dokładnie – ich struktura i funkcjonowanie) są zorganizowane w hierarchiczny układ modułów troficznych, które można uznać za energetyczne jednostki funkcjonalne w krajobrazie. Natomiast powierzchnia ziemi, czyli struktura i funkcjonowanie komponentów abiotycznych, jest uporządkowana wg sieci zlewni. W końcu działalność

ludzka jest uporządkowana hierarchicznie według miast, osiedli i ich zaplecza oraz stref oddziaływania.

Uogólniając powyższe poglądy, można przyjąć, że krajobraz składa się z trzech układów hierarchicznych, obejmujących: (a) zróżnicowanie abiotyczne przestrzeni, które w sposób najbardziej spójny można opisać za pomocą metod wypracowanych w ramach geografii fizycznej kompleksowej (Richling 1992), (b) zróżnicowanie pochodzenia antropogenicznego, obejmujące przede wszystkim użytkowanie ziemi, ale także obiekty związane z historią i zwyczajami, określające tzw. "specyfikę miejsca" (Kovar [red.] 1999); (c) zróżnicowanie biotyczne, obejmujące m.in. podział na regiony biogeograficzne oraz zróżnicowanie faun i flor lokalnych (Barthlott i in. 1999).

Przyjęcie powyższej koncepcji krajobrazu implikuje jednocześnie, że najmniejszą, podstawową jednostką jednorodną, będącą częścią wspólną tak zdefiniowanych układów hierarchicznych jest ekosystem, rozumiany w klasycznym wąskim ujęciu (ryc. 2). Ze względów praktycznych zalecane jest wyróżnianie granic ekosystemów na podstawie zróżnicowania roślinności rzeczywistej, zgodnie z zasadą "jedna fitocenoza = jeden ekosystem" (Matuszkiewicz W. 1974; Solon 1999a). W zależności od potrzeb, tak wyróżnione ekosystemy mogą być oczywiście charakteryzowane i agregowane nie tylko jako obiekty ekologiczne, ale również jako płyty różniące się użytkowaniem ziemi, a także jako jednostki o charakterze ekonomicznym, dynamicznym, lub innym.

Traktowanie ekosystemów jako jednostek odniesienia w badaniach krajobrazowych oraz wyrażanie zróżnicowania przestrzennego w kategoriach zbiorowisk roślinnych nie jest niczym nowym (Doing 1997). Stosowano je



Ryc. 2. Uproszczony model krajobrazu jako złożenie trzech, częściowo niezależnych klas obiektów: A – zróżnicowanie warunków abiotycznych, B – zróżnicowanie użytkowania ziemi, C – regionalne zróżnicowanie roślinności, D – podstawowe elementy krajobrazu, identyfikowane na podstawie roślinności rzeczywistej.

Fig. 2. A simplified model of a landscape as a superimposition of three partly independent classes of objects: A – differentiation of abiotic conditions, B – differentiation of the land use, C – regional differentiation of vegetation, D – basic landscape elements, identified on the basis of the actual vegetation.

wielokrotnie w celu określania różnorodności krajobrazu (Stohlgren i in. 1997), oceny stopnia przekształcenia antropogenicznego (Ruzicka 1995), rozmieszczenia roślinożerców i występowania zakłóceń w krajobrazie (Boeresma i in. 1991), a nawet do modelowania procesów geochemicznych i tempa przepływu materii (Chapin i in. 1986; Pastor i in. 1987; Holland i in. 1992; McInnes i in. 1992).

Często również podkreśla się rolę mapy roślinności potencjalnej jako wspólnego odniesienia dla różnych specjalistów zajmujących się krajobrazem. Proponuje się przy tym tworzenie takich map w ramach GIS, na podstawie map atrybutów środowiska, głównie abiotycznego (Christiansen, Ruhs 1997).

1.4. MODELE KRAJOBRAZU

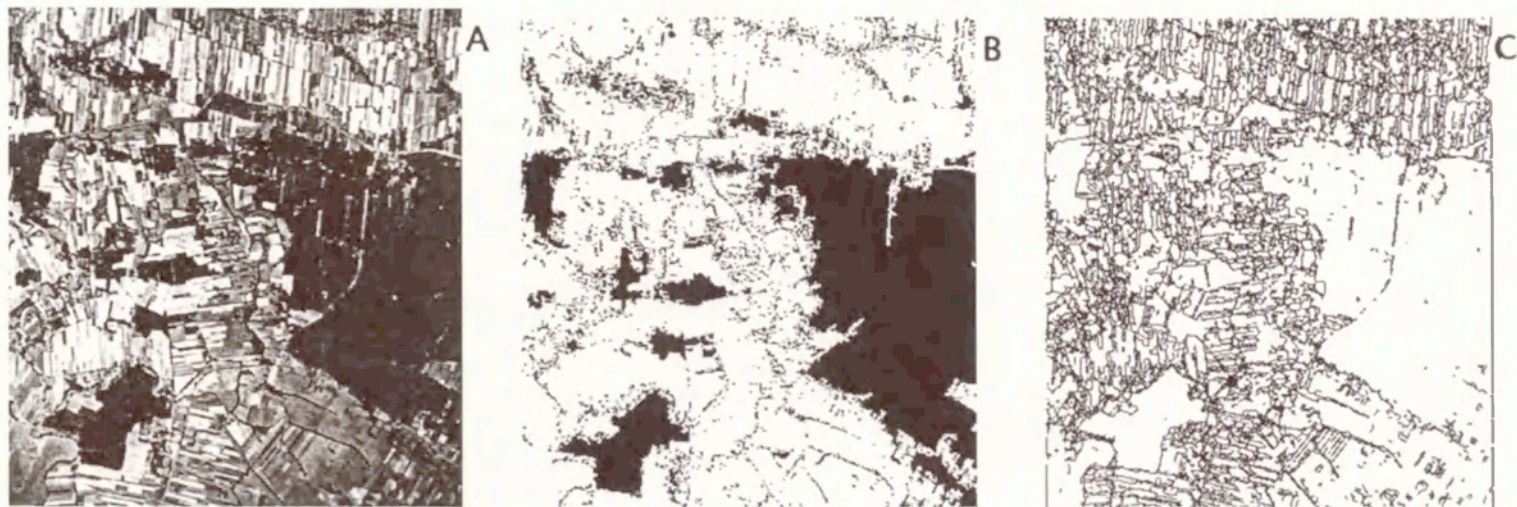
Wszystkie kartograficzne modele struktury przestrzennej krajobrazu można zaliczyć do jednej z trzech poniższych, dopełniających się kategorii (Forman, Moore 1992; Richling, Solon 1998):

(a) model odwzorujący system biotycznych i/lub abiotycznych gradientów na obszarze bez sprecyzowanych granic wewnętrznych i zewnętrznych;

(b) model odwzorujący system dyskretnych jednostek przestrzennych (np. płatów w mozaice, czy płatów i korytarzy);

(c) model odwzorujący system granic i krawędzi (ryc. 3).

Sz szczególnie interesujące są modele z dwóch pierwszych grup. Określają one heterogeniczność przestrzenną według dwóch różnych koncepcji. W pierwszym przypadku materiałem źródłowym są dane punktowe, najczęściej ilościowe (ale również i jakościowe), a w drugim – kategorie typologiczne. Mapy typologiczne generalizują zmienność, przedstawiając płaty relatywnie jednorodne, mające stosunkowo ostre przejścia do płatów sąsiadujących. Dla odmiany analiza danych punktowych zakłada, że charakterystyki krajobrazu zmieniają się w sposób ciągły. Jednocześnie tworzy się mniej założeń początkowych co do charakteru struktury przestrzennej. Każde z tych podejść ma swoje własne wady i zalety i należy je traktować komplementarnie. Choć pojęcie jednorodnego płatu jest intuicyjnie jasne i zgodne z wieloma koncepcjami ekologicznymi i geograficznymi, to podejście punktowe zdobywa coraz więcej zwolenników ze względu na dwie niezaprzeczalne zalety: (a) umożliwia jednoznaczne określenie skali, w której należy prowadzić analizy, (b) pozwala łatwiej tworzyć modele struktury przestrzennej (Gustafson 1998).



Ryc. 3. Ten sam krajobraz – różne obiekty analizy: A – zdjęcie lotnicze fragmentu Puszczy Kampinoskiej, B – podział powierzchni na dwie kategorie, tj. obszary z drzewami (czarne) i obszary bez drzew (białe) – podejście przydatne przy stosowaniu modelu “płatów i korytarzy”, C – granice między płatami, wyróżnionymi na podstawie pokrycia terenu (wg Solona 2000a).

Fig. 3. The same landscape, but different objects for analysis: A – air photo of the fragment of Kampinoska Forest, B – aforested area (black) versus non-forested area (white) – basic analysis for patch and corridor approach, C – borders between patches differing in land use (according to Solon 2000a).

Przyjęcie paradygmatu względnej nieciągłości środowiska przyrodniczego umożliwiła potraktowanie najczęściej występujących teoretycznych modeli (zobrazowań) krajobrazu jako szeregu postępujących uproszczeń rzeczywistości. W takim ujęciu najprostszy charakter ma model wysp i oceanu (Mac Arthur, Wilson 1967), w którym występują jedynie dwie kategorie obiektów o wartości funkcji systemowej 0 i 1. Model płatów i korytarzy (Forman, Godron 1986) charakteryzuje się występowaniem trzech kategorii obiektów o wartościach funkcji 0, p ($1 \gg p \gg 0$) oraz 1. W modelu mozaiki przestrzennej występuje duża, lecz skończona liczba obiektów, które należą do różnej (lecz także skończonej) liczby klas wartości funkcji. W końcu modele gradientowe (w tym dyfuzyjne i grawitacyjne – często stosowane w badaniach geograficznych) charakteryzują się nieskończoną liczbą analizowanych obiektów (punktów), również funkcja systemowa może przybierać nieskończenie wiele wartości z przedziału od zera do jednego.

Modele liczbowe, określające zależności między cechami krajobrazu można podzielić na dwie grupy: mechanistyczne i heurystyczne (Pielou 1984). Te pierwsze mają za zadanie symulować procesy zachodzące w systemie. Natomiast modele heurystyczne, w tym szczególnie o charakterze korelacyjnym mogą być przydatne do prognozowania stanu systemu, ale mają swoje zalety i wady. Do zalet należy to, że wykorzystują dane terenowe i nie muszą być specjalnie kalibrowane i testowane, choć przydatne jest jednak testowanie na odrębnym zestawie danych. Do wad należy to, że mają charakter opisowy i najczęściej nie uwzględniają mechanizmu przyczynowo-skutkowego, a często również nie mają jednoznacznego znaczenia przyrodniczego. Ponadto ekstrapolacja modelu poza zmierzony zakres może być niebezpieczna i prowadzić do fałszywych rezultatów (Verboom 1996). Niemniej jednak modele korelacyjne stosuje się powszechnie w badaniach krajobrazowych, np. do określenia wpływu czynników naturalnych (roślinności potencjalnej) i antropogenicznych na cechy topologiczne fitocenozy (Solon 1995). Szerszą dyskusję na temat możliwości tworzenia takich modeli, w swojej istocie fenomenologicznych, lecz pozwalających stawiać hipotezy dotyczące mechanizmów zależności przeprowadzili m.in. M. De Lillis i G. Fanelli (1993).

1.5. OGÓLNE ZAŁOŻENIA METODOLOGICZNE PRACY

Powyższy, bardzo skrótowy przegląd wskazuje na bogactwo teoretycznych i metodologicznych podejść do analizy i oceny krajobrazu. Niemożliwe jest jednak jednoczesne zastosowanie wszystkich rozpatrywanych ujęć. Dlatego też postanowiono w niniejszej pracy ograniczyć się jedynie do kilku wybra-

nych zagadnień, bazujących na wspólnej podstawie metodologicznej, którą można określić w sposób następujący:

a) analizuje się strukturę przestrzenną krajobrazu, bez odwołań do funkcjonowania i dynamiki;

b) traktuje się krajobraz jako mozaikę płątów zdefiniowanych pod względem typologicznym, natomiast jedynie w celach porównawczych wykorzystuje się dane o charakterze punktowym, rozmieszczone w regularnej sieci kwadratów;

c) płyty i ich granice wyróżnia się na podstawie zróżnicowania roślinności rzeczywistej, natomiast – w zależności od potrzeb – tak wyróżnione płyty generalizuje się według kategorii użytkowania ziemi lub roślinności potencjalnej;

d) do opisu związków między cechami strukturalnymi stosuje się modele o charakterze korelacyjnym, i wyraża za pomocą równań regresji.

Przyjęte założenia umożliwiają generalizację wyników oraz poszukiwanie powszechnie obowiązujących prawidłowości, co – zdaniem J. Wiensa (1995, 1999) – jest obecnie głównym zadaniem w ramach stale tworzonej teorii ekologii krajobrazu.

1.6. TERMINY WYMAGAJĄCE KOMENTARZA

Wiele terminów stosowanych w tej pracy nie ma jednej, ogólnie obowiązującej definicji. Inne są z samego założenia wieloznaczne. W kilku przypadkach brakuje powszechnie przyjętego polskiego odpowiednika terminów i nazw stosowanych zwyczajowo w języku angielskim. Dlatego też wymagają one kilku słów komentarza.

Termin **krajobraz** odnosi się do przestrzennego i materialnego wymiaru rzeczywistości ziemskiej i oznacza kompleksowy system składający się z rzeźby i wód, roślinności i gleb, skał i atmosfery (Zonneveld 1990). J. Kondracki i A. Richling (1983) definiują krajobraz jako część epigوسفy (zewnątrznej sfery Ziemi) stanowiącą złożony przestrzennie geokompleks o swoistej strukturze i wewnętrznych powiązaniach. Podkreśla się również fakt, że krajobraz stanowi heterogeniczny fragment terenu złożony z powiązanych wzajemnie ekosystemów oraz, że krajobrazy powtarzają się w przestrzeni w zbliżonej formie (Forman, Godron 1986). Konsekwencją przedstawionych definicji są następujące cechy krajobrazu (por.: Zonneveld 1990):

1) krajobraz zajmuje wycinek przestrzeni i można go przedstawić na mapie;

2) charakteryzuje się określoną fizjonomią, którą można przedstawić na rysunku lub fotografii;

3) jest systemem dynamicznym, o sposobie funkcjonowania zależnym od zestawu jego części składowych, powiązań między nimi i rodzaju dominujących procesów,

4) podlega ewolucji, czyli ma swoją historię.

W ujęciu W. Matuszkiewicza (1974) krajobraz to realnie istniejący, przestrzenny, dynamiczny układ strukturalno-funkcjonalny na ponadekosystemalnym poziomie organizacji biosfery. Elementami składowymi tak rozumianego krajobrazu są ekosystemy (których granice i zasięg wyróżnia się najczęściej na podstawie zróżnicowania zbiorowisk roślinnych), połączone między sobą nieprzypadkowymi relacjami wzajemnymi oraz zależnością od wspólnych warunków środowiska. O specyfice krajobrazu jako odrębnego poziomu organizacyjnego świadczy obecność określonych zjawisk i procesów, które nabierają pełnego sensu i znajdują zadowalające wyjaśnienie w perspektywie tego poziomu organizacji, a nie pojedynczego ekosystemu, np. zjawiska ekotonowe, sukcesja, migracje międzyekosystemowe, bariery dla rozprzestrzeniania się gatunków. Definicja ta ma kilka bardzo ważnych implikacji. Po pierwsze wskazuje na możliwość wyróżniania krajobrazów wyłącznie na podstawie zróżnicowania strukturalnego roślinności, po drugie pozwala tworzyć hierarchiczne systemy jednostek i po trzecie uwzględnia możliwość włączania zróżnicowania innych komponentów (poza roślinnością) do procesu wyróżniania krajobrazów.

Zgodnie z przytoczonymi wyżej definicjami termin “krajobraz” jest używany w pracy w dwojakim znaczeniu: (a) jako bezrangowa jednostka o niesprecyzowanych granicach zewnętrznych, składająca się z elementów powierzchniowych i odpowiadająca dowolnemu wycinkowi epigeosfery; w takim znaczeniu występuje ten termin m.in. w sformułowaniach: “analiza krajobrazu”, czy “struktura krajobrazu”; (b) jako specyficzna jednostka hierarchiczna, wyróżniana według sprecyzowanych kryteriów, np. “mikrokrajobraz roślinny”. Za każdym razem sens terminu wynika jednoznacznie z zastosowanego kontekstu.

Termin **struktura krajobrazu** obejmuje jedynie strukturę poziomą w ujęciu statycznym, co odpowiada terminowi “struktura porządkująca system” (Bojarski 1984) oraz terminowi “struktura terytorialna” w ramach chorostruktury (Pietrzak 1998) i obejmuje:

– aspekt przestrzenny, określony ze względu na relacje położenia i rozmieszczenia elementów;

- aspekt łącznikowy, określony na podstawie relacji sąsiedztwa elementów;
- aspekt formy, określony na podstawie zewnętrznej formy (kształtu) elementów;
- aspekt rodzajowo-ilościowy, określony na podstawie ilościowych udziałów poszczególnych rodzajów elementów w całości systemu (Bojarski 1984; Richling, Solon 1998).

Trzy pierwsze aspekty tworzą razem **konfigurację krajobrazu** (McGarigal, Marks 1995), która odzwierciedla fizyczne rozmieszczenie płątów w przestrzeni. Część z miar konfiguracji dotyczy relacji z innymi typami płątów (np. stopień izolacji, kontrastowość, etc.), inne związane są z charakterystykami konkretnych płątów (np. kształt). Ostatni aspekt odpowiada pojęciu **kompozycji krajobrazu** (McGarigal, Marks 1995), która dotyczy zróżnicowania i obfitości występowania poszczególnych typów płątów, natomiast nie obejmuje ich lokalizacji przestrzennej. Miernikami kompozycji mogą być np.: udział powierzchniowy typów, liczba typów, różnorodność typologiczna, wskaźnik równomierności.

Wskaźniki konfiguracji i kompozycji krajobrazu określa się łącznie mianem **metryk krajobrazowych** (McGarigal, Marks 1995). Oryginalne nazwy niektórych wskaźników trudno przetłumaczyć dosłownie na język polski. Dlatego też dla “Contagion Index” (McGarigal, Marks 1995) zaproponowano termin **wskaźnik zwartości**, natomiast dla “The Interspersion and Juxtaposition Index” (McGarigal, Marks 1995) – **wskaźnik zróżnicowania granic**. Nazwy te dobrze oddają merytoryczny sens wskaźników, choć wyraźnie odbiegają od nazw oryginalnych.

W geograficznych systemach informacyjnych mapy mogą być zapisane w postaci **wektorowej** albo w postaci **rastrowej**. Model wektorowy (mapa wektorowa) dokładnie odwzorowuje układ przestrzenny, a kształt i położenie obiektów są rejestrowane za pomocą współrzędnych. Do obiektów odnośzone są bezpośrednio atrybuty (cechy). Model rastrowy (mapa rastrowa) opiera się na układzie pól odniesień przestrzennych (np. kwadraty). Element rastra jest najmniejszą, rozróżnialną jednostką powierzchniową, której położenie jest identyfikowane przez podanie np. numeru pola podstawowego. Położenie obiektu określa się podając pola podstawowe (elementy rastra), które są przez obiekt pokrywane. Atrybuty odnoszone są do elementów rastra. Zastosowanie tego ujęcia wiąże się z uproszczeniem kształtów obiektów przestrzennych.

W odniesieniu do map cyfrowych (wektorowych i rastrowych) pojęcie **skali** ma nieco szersze znaczenie niż w przypadku tradycyjnych map papierowych. W pracy termin ten jest używany zarówno na określenie **zasięgu** przestrzennego mapy (ang. extend), jak i na jej **rozdzielczość** (ang. grain), określającą najmniejszą indywidualnie wyróżnianą powierzchnię (Mac Nally 1999).

Termin **ujęcie wieloskalowe (analiza wieloskalowa)** jest używany na określenie sytuacji, w której ten sam obszar podlega wielokrotnej analizie, ale przy zastosowaniu map o różnej rozdzielczości.

Stosowany w pracy termin **typ granicy** opisuje jedynie różnice między płatami położonymi po obu stronach granicy, nie biorąc pod uwagę ani szerokości granicy (strefy granicznej), ani jej trwałości, pochodzenia, kształtu czy stopnia skomplikowania poziomego. W takim znaczeniu pojęcie typu granicy może się odnosić zarówno do konkretnych zbiorowisk graniczących ze sobą (np. wszystkie przypadki graniczenia ze sobą łąki świeżej zespołu *Arrhenatheretum* i lasu grądowego *Tilio-Carpinetum* reprezentują jeden typ granicy), jak i do kontrastu syntaksonomicznego (np. granice oddzielające fitocenozy reprezentujące zespoły należące do różnych związków), czy fizjonomicznego (np. granica las–pole czy las–łąka) między graniczącymi fitocenozy.

Zamieszczone w pracy nazwy kartograficznych jednostek roślinności odpowiadają oryginalnej terminologii zastosowanej w trakcie redakcji map źródłowych. Bazuje ona na opracowaniu W. Matuszkiewicza z 1981 roku (Matuszkiewicz 1981) z niewielkimi modyfikacjami. Po namyśle nie zdecydowano się na dostosowanie nazewnictwa do nowego ujęcia syntaksonomicznego z 2001 roku (Matuszkiewicz 2001), gdyż pociągnęło by to za sobą konieczność głębokiej ingerencji w tabele atrybutów wszystkich map. W zamieszczonym na końcu pracy Dodatku przedstawiono skrótową charakterystykę wszystkich kartograficznych jednostek roślinności uwzględnionych na mapach analizowanych obszarów testowych.

Najpierw znajdziemy regułę, potem postaramy się uzasadnić wyjątki.

(U. Eco, *Imię róży*, tłum. Adam Szymanowski)

2. CEL I ZAKRES OPRACOWANIA

Głównym motywem podjęcia niniejszej pracy była chęć pogłębienia wiedzy o powiązaniach i zależnościach między różnymi aspektami struktury złożonych układów krajobrazowych i wykazanie, że powiązania te można analizować na podstawie szczegółowej znajomości zróżnicowania przestrzennego roślinności rzeczywistej.

Dodatkowym motywem była także potrzeba sprawdzenia przydatności współczesnych metod jakościowej i ilościowej oceny kompozycji i konfiguracji krajobrazu na podstawie wszechstronnej analizy struktury przestrzennej wybranych obszarów. Należy tu podkreślić, że przydatność zastosowanych w pracy metod została już wielokrotnie wykazana w odniesieniu do odwzorowań rastrowych obejmujących wielkie powierzchnie ujmowane w skalach przeglądowych. Natomiast stosowalność tych metod w przypadku ujęcia wektorowego i w odniesieniu do obszarów małych, a przy tym silnie zróżnicowanych na znaczną liczbę typów jednostek podstawowych, nie została jeszcze w pełni dowiedziona.

Niniejsza praca ma charakter metodyczno-poznawczy. Jej przedmiotem jest analiza prawidłowości występowania i wzajemnego rozmieszczenia zbiorowisk roślinnych w przestrzeni. Wszędzie tam, gdzie było to możliwe starano się ustalić reguły dotyczące koincydencji zjawisk, co – z jednej strony – może być podstawą do wnioskowania na temat czynników wpływających na przekształcenie roślinności, a z drugiej – umożliwi prognozowanie przyszłych zależności przestrzennych, powstających w wyniku postępującej synantropizacji krajobrazu.

Biorąc pod uwagę powyższe stwierdzenia oraz założenia teoretyczne – przedstawione w rozdziale 1 – **głównym problemem badawczym w niniejszej pracy jest poznanie zależności między charakterystykami strukturalnymi w obrębie krajobrazu oraz rozróżnienie, które z nich mają charakter powszechny, to znaczy niezależny od skali opracowania, specyfiki konkretnego terenu i sposobu jego opisu, a które wynikają jedynie z uwarunkowań lokalnych.**

Z głównym problemem badawczym wiążą się liczne, cząstkowe cele pracy, które można ująć w następujący sposób:

1. Określenie stopnia losowości struktury przestrzennej krajobrazu;
2. Określenie wpływu stopnia generalizacji typologicznej i powierzchniowej na wartości metryk krajobrazowych oraz poznanie związku między wartościami metryk dla różnych poziomów generalizacji;
3. Poznanie związku między różnymi aspektami różnorodności roślinności na poziomie krajobrazowym oraz określenie wpływu warunków abiotycznych i oddziaływań antropogenicznych na zmiany różnorodności;
4. Określenie wpływu zbiorowisk drobnopowierzchniowych na różnorodność florystyczną krajobrazu;
5. Identyfikacja wymiarów powierzchniowych, przy których następuje zmiana wartości metryk krajobrazowych charakteryzujących powtarzalność i typ rozmieszczenia zbiorowisk w krajobrazie.
6. Sformułowanie ogólnych wniosków dotyczących zaobserwowanych relacji przestrzennych, stanowiących wkład do ogólnej teorii ekologii krajobrazu.

*W dole rzeka:
Nadzwyczajna;
Triumfalna;
Niebieska;
Szeroka;
Rozłożysta;
Odwieczna;
Nagrzana;
Splawna;
(K.I. Gałczyński, *Połowanie
z sokołami*)*

3. OBSZARY TESTOWE I WYKORZYSTANE MATERIAŁY

3.1. ZASADY WYBORU POWIERZCHNI TESTOWYCH

Ogólne założenia teoretyczne oraz przyjęte cele opracowania były podstawą wyboru powierzchni testowych. Założono przy tym, że dla zapewnienia porównywalności wyników powierzchni testowe powinny spełniać następujące warunki:

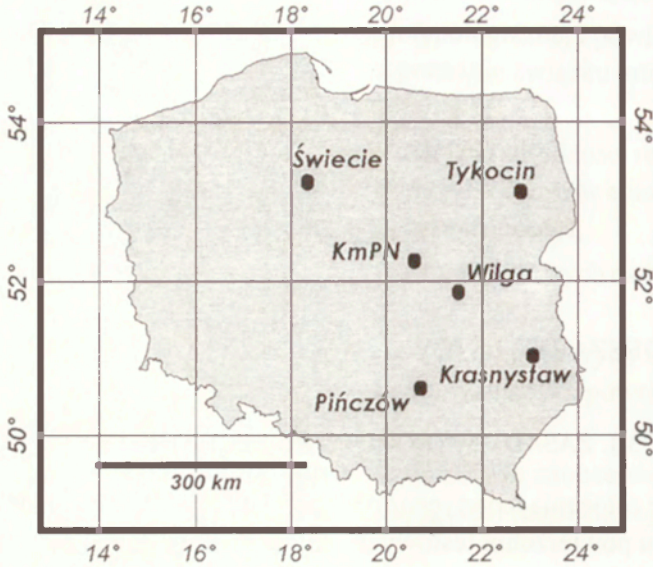
a) zbliżony poziom wewnętrznego zróżnicowania siedliskowego oraz występowanie co najmniej pięciu z następujących typów roślinności potencjalnej: *Circaeo-Alnetum*, *Tilio-Carpinetum*, *Ficario-Ulmetum*, *Quercu-Pinetum*, *Salici-Populetum*, *Leucobryo-Pinetum* (lub *Peucedano-Pinetum*), *Ribo-Alnetum*;

b) zróżnicowanie użytkowania ziemi, ale bez dominacji obszarów silnie przekształconych lub związanych z zabudową;

c) obecność przynajmniej fragmentu doliny średniej lub dużej rzeki;

d) kartowanie terenowe roślinności rzeczywistej obszarów testowych wykonane przez J. Solona lub przy jego znaczącym współudziale.

Na podstawie powyższych uwarunkowań do szczegółowych analiz wybrano 6 powierzchni testowych położonych w różnych częściach Polski, a mianowicie (w kolejności od północy): "Świecie", "Tykocin", "KmPN", "Wilga", "Krasnystaw" i "Pińczów" (ryc. 4). Należy tu podkreślić, że świadomie wybrano powierzchnie, dla których mapy roślinności rzeczywistej wykonano w różnych skalach (od 1:5000 do 1:50 000). Dzięki temu – porównując związki i relacje zachodzące między cechami w obrębie poszczególnych obszarów – można ocenić wpływ szczegółowości opracowania kartograficznego na otrzymane wyniki.



Ryc. 4. Rozmieszczenie obszarów testowych w Polsce
 Fig. 4. Test areas in Poland

Zgodnie z regionalizacją fizycznogeograficzną J. Kondrackiego (2000) wybrane powierzchnie testowe reprezentują trzy różne prowincje należące do dwóch podobszarów fizycznogeograficznych (Niż Środkowoeuropejski i Wyżyny Polskie w obrębie Pozaalpejskiej Europy Zachodniej oraz Niziny Wschodniobałtycko-Białoruskie w podobszarze Niżu Wschodnioeuropejskiego). Według regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) wszystkie powierzchnie leżą w Podprowincji środkowoeuropejskiej właściwej, a w jej obrębie cztery powierzchnie testowe reprezentują cztery różne Krainy w Dziale Mazowiecko-Poleskim, jedna reprezentuje Dział Północny Mazursko-Białoruski i jedna – Dział Wyżyn Południowopolskich.

3.2. OBSZARY TESTOWE

3.2.1. OBSZAR "ŚWIECIE"

Obszar testowy, oznaczany w dalszych rozdziałach skrótem "Świecie" o powierzchni 110,1 km² obejmuje fragment doliny Wisły wraz ze strefą krańdźwiową terenów pozadolinowych na południe od Chełmna. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym J. Kondrackiego (2000) omawiany obszar wchodzi w skład trzech mezoregionów. Dolina Wisły należy do Doliny For-



Ryc. 5. Pola podstawowe mapy roślinności rzeczywistej obszaru testowego "Świecie"
 Fig. 5. Basic patches of the map of actual vegetation on the "Świecie" test area

dońskiej (314.83) w makroregionie Doliny Dolnej Wisły. Lewy brzeg to fragment Wysoczyzny Świeckiej (314.73) makroregionu Pojezierza Południowopomorskiego. Na prawym brzegu w skład obszaru testowego wchodzi niewielki fragment mezoregionu Pojezierza Chełmińskiego (315.11) makroregionu Pojezierza Chełmińsko-Dobrzyńskiego. Wszystkie mezoregiony wchodzi w skład podprowincji Pojezierzy Południowobałtyckich. Według regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar obejmuje fragmenty czterech podokręgów: Pruszczańskiego (E.1.1.e) wchodzącego w obręb okręgu Wysoczyzny Świeckiej, Doliny Wisły "Fordon-Nowe" (E.1.2.e) i Dąbrowskiego (E.1.2.f) w okręgu Doliny Dolnej Wisły oraz

Chełmżyńskiego (E.1.3.b) okręgu Pojezierza Chełmińskiego w Krainie Chełmińsko-Dobrzyńskiej Poddziału Mazowieckiego Działu Mazowiecko-Poleskiego.

Materiał podstawowy do dalszych analiz stanowi mapa roślinności rzeczywistej obrazująca stan z 1998 roku. Kartowanie terenowe w skali 1:50 000 wykonał J. Solon w ramach zadania koordynowanego przez J.M. Matuszkiewicza *Charakterystyka zróżnicowania typologiczno-przestrzennego roślinności rzeczywistej oraz rozpoznanie specyficznych siedlisk i ekosystemów*. Zadanie stanowiło etap projektu zatytułowanego *Koncepcja zagospodarowania Dolnej Wisły – Część I – odcinek od stopnia Włocławek do morza* realizowanego na zlecenie "Hydroprojektu" Warszawa i Okręgowej Dyrekcji Gospodarki Wodnej w Warszawie. Postać numeryczna mapy obejmuje 364 wydzielenia roślinności rzeczywistej (ryc. 5). Legenda liczy 31 znaków. Odpowiadają one pojedynczym typom zbiorowisk lub ich kompleksom. Dodatkowo, każde podstawowe wydzielenie zostało scharakteryzowane pod względem roślinności potencjalnej. Więcej informacji o roślinności tego obszaru wraz z mapą roślinności rzeczywistej i potencjalnej można znaleźć w opracowaniu J. Solona (1999b).

3.2.2. OBSZAR "TYKOCIN"

Obszar testowy, oznaczany w dalszych rozdziałach skrótem "Tykocin" o powierzchni 9,1 km² obejmuje fragment doliny Narwi w okolicach Tykocina. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym J. Kondrackiego (2000) omawiany obszar stanowi część mezoregionu Doliny Górnej Narwi (843.36) w makroregionie Niziny Północnopodlaskiej podprowincji Wysoczyzn Podlasko-Białoruskich. Według regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar obejmuje fragmenty dwóch podokręgów: Doliny Narwi "Strabla-Tykocin" (F.3a.l.b) i Bagna Wizna (F.3a.l.a). Niewielki obszar, położony poza doliną Narwi należy do podokręgu Laskowieckiego (F.3a.l.c). Wszystkie podokręgi stanowią część Okręgu Bagien Biebrzańsko-Narewskich Podkrainy Biebrzańskiej Krainy Północnopodlaskiej w Dziale Północnym Mazursko-Białoruskim.

Materiał podstawowy do dalszych analiz stanowi mapa roślinności rzeczywistej okolic Tykocina wykonana w 1990 roku. Kartowanie terenowe w skali 1:5000 wykonał J. Solon w ramach projektu kierowanego przez J.R. Ołędzkiego (umowa 1/90 między WGiSR UW i Urzędem Wojewódzkim w Białymstoku). Postać numeryczna mapy, wykonana w ramach grantu 6P04E04410 *Typologiczna i przestrzenna różnorodność roślinności w kraj-*



Ryc. 6. Pola podstawowe mapy roślinności rzeczywistej obszaru testowego "Tykocin"
Fig. 6. Basic patches of the map of actual vegetation on the "Tykocin" test area

obrazach wybranych regionów Polski: diagnoza stanu, modele zależności i elementy prognozy zmian, obejmuje 1080 wydzielen rośliności rzeczywistej (ryc. 6). Legenda liczy 52 znaki, które odpowiadają pojedynczym typom zbiorowisk. Przy opracowaniu niektórych zagadnień wykorzystano także zdjęcia fitosocjologiczne wykonane przez J. Solona w 1990 r.

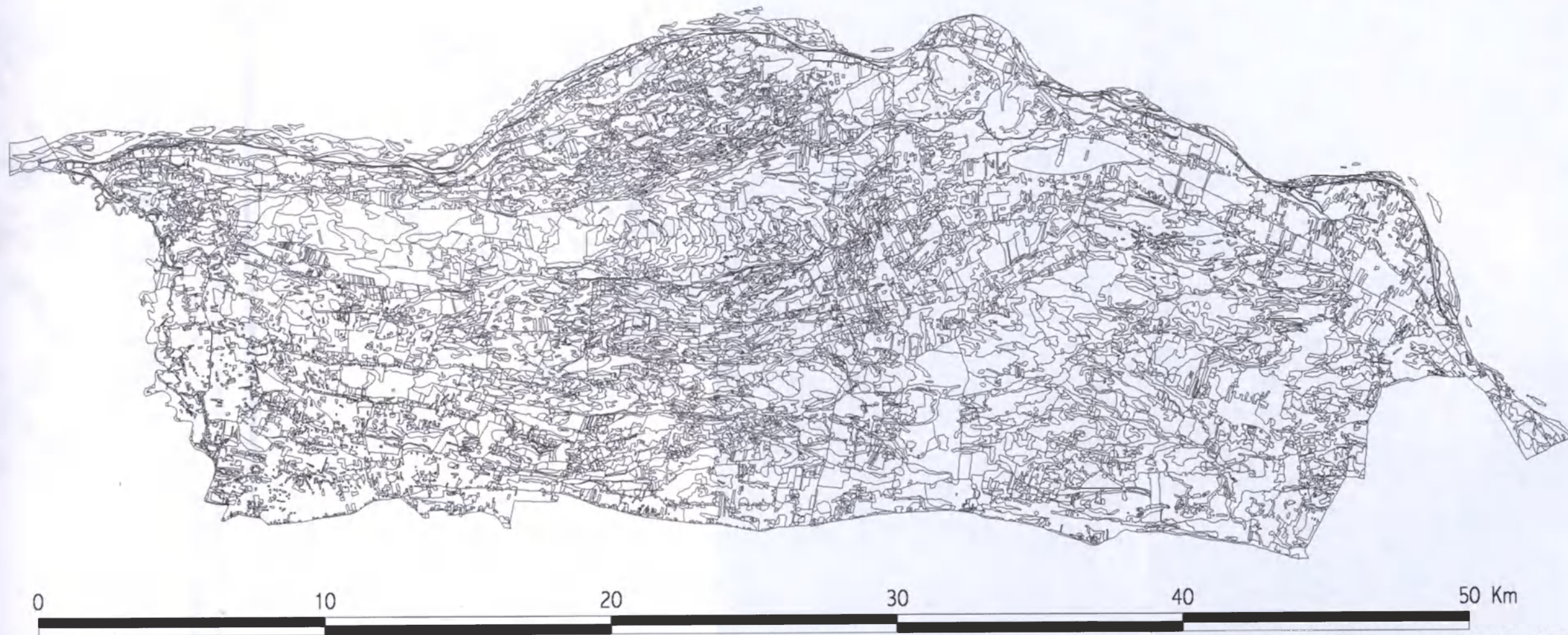
3.2.3. OBSZAR "KMPN"

Obszar testowy, oznaczany w dalszych rozdziałach skrótem "KmPN" o powierzchni 665,4 km², obejmuje Kampinoski Park Narodowy wraz z otuliną. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym J. Kondrackiego (2000) omawiany obszar stanowi część mezoregionu Kotliny Warszawskiej (318.73) w obrębie Niziny Środkowomazowieckiej podprovincji Nizin Środkowopolskich. Według regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar obejmuje całość podokręgu Puszczy Kampinoskiej (E.2a.4.e) oraz część podokręgu Doliny Wisły "Warszawa–Wyszogród" (E.2a.4.b) okręgu Kotliny Warszawskiej, podkrainy Wkry w ramach Krainy Północnomazowiecko-Kurpiowskiej Poddziału Mazowieckiego Działu Mazowiecko-Poleskiego.

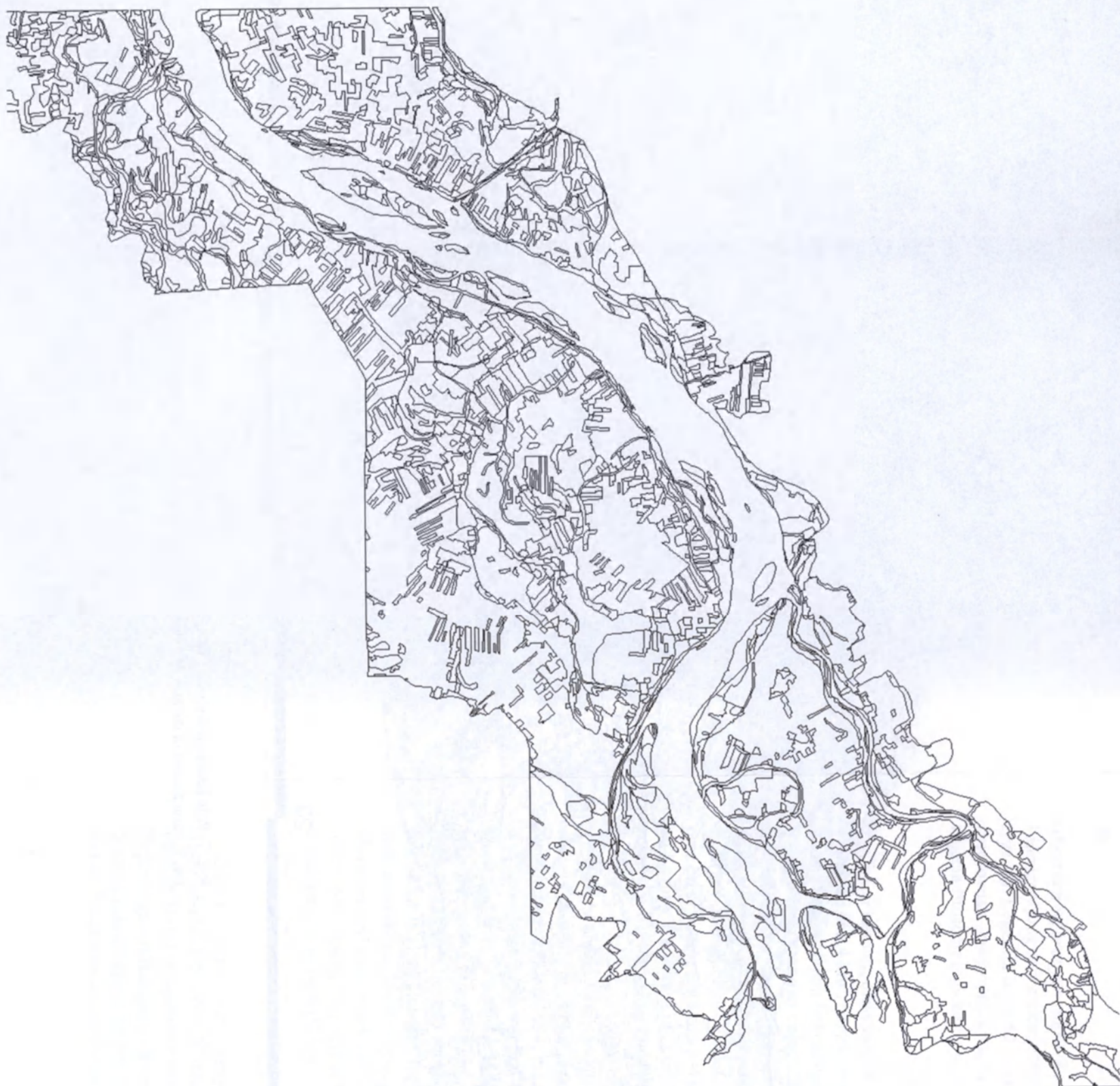
Materiał podstawowy do dalszych analiz stanowi mapa roślinności rzeczywistej wykonana w 1993 r. w ramach Planu Ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego (Solon 1994, mscr.). Kartowanie terenowe w skali 1:10 000 wykonał zespół sześciuosobowy (J. Chojnacki, A. Kozłowska, J.M. Matuszkiewicz, J. Plit, E. Roo-Zielińska, J. Solon) pod kierunkiem J. Solona. Wersja numeryczna mapy obejmuje 9500 wydzielen rośliności rzeczywistej (ryc. 7). Legenda liczy 73 znaki, które odpowiadają pojedynczym typom zbiorowisk lub ich kompleksom. Dodatkowo, każde podstawowe wydzielenie zostało scharakteryzowane pod względem roślinności potencjalnej. Szczegółową charakterystykę roślinności omawianego obszaru zawiera opracowanie J. Solona (1994, mscr.) oraz przygotowane do druku opracowanie pod redakcją J. Solona i M. Klossa (Solon, Kloss (red.), mscr.).

3.2.4. OBSZAR "WILGA"

Obszar testowy, oznaczany w dalszych rozdziałach skrótem "Wilga" o powierzchni 138,3 km² obejmuje fragment doliny Wisły na południe od Wilgi wraz ze strefą krawędziową terenów pozadolinowych. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym J. Kondrackiego (2000) omawiany obszar wchodzi w skład mezoregionu Doliny Środkowej Wisły (318.75) w makroregionie Niziny Środkowomazowieckiej podprovincji Nizin Środkowopolskich. We-



Ryc. 7. Pola podstawowe mapy roślinności rzeczywistej obszaru testowego "KmpN"
Fig. 7. Basic patches of the map of actual vegetation on the "KmpN" test area



Ryc. 8. Pola podstawowe mapy roślinności rzeczywistej obszaru testowego "Wilga"
Fig. 8. Basic patches of the map of actual vegetation on the "Wilga" test area



Ryc. 9. Pola podstawowe mapy roślinności rzeczywistej obszaru testowego "Krasnystaw"
Fig. 9. Basic patches of the map of actual vegetation on the "Krasnystaw" test area

dług regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar obejmuje fragmenty trzech podokręgów: Doliny Wisły "Puławy-Warszawa" (E.3a.3.b), Mniszewskiego (E.3a.3.c) i Wilżańskiego (E.3a.3.e) Okręgu Nadwiślańskiego Puławsko-Warszawskiego Podkrajny Południowo-mazowieckiej Krainy Południowomazowiecko-Podlaskiej Poddziału Mazowieckiego Działu Mazowiecko-Poleskiego.

Materiał podstawowy do dalszych analiz stanowi mapa roślinności rzeczywistej obrazująca stan z 1994 roku. Kartowanie terenowe w skali 1:25 000 wykonał J. Solon w ramach grantu 6P20505204 koordynowanego przez J.M. Matuszkiewicza, a dotyczącego rejestracji i oceny współczesnego stanu roślinności i różnorodności biologicznej w dolinie Wisły. Postać numeryczna mapy obejmuje 930 wydzielen roślinności rzeczywistej (ryc. 8). Legenda liczy 46 znaków. Odpowiadają one pojedynczym typom zbiorowisk lub ich kompleksom. Dodatkowo, każde podstawowe wydzielenie zostało scharakteryzowane pod względem roślinności potencjalnej. Jako materiał uzupełniający wykorzystano rękopiśmienną mapę roślinności rzeczywistej doliny Wisły między Ryczywołem i Wilgą, wykonaną w 1949 r. w skali 1:25 000 przez R. Kobendzę (Kobendza 1949). Postać numeryczną tej mapy opracowano w ramach grantu 6P04E04410 *Typologiczna i przestrzenna różnorodność roślinności w krajobrazach wybranych regionów Polski: diagnoza stanu, modele zależności i elementy prognozy zmian*. Obejmuje ona 479 wydzielen roślinności rzeczywistej, a 17 znaków legendy odpowiada pojedynczym typom zbiorowisk lub ich kompleksom. Więcej informacji o zróżnicowaniu przestrzennym i dynamice roślinności tego obszaru można znaleźć w opracowaniach J. Solona (1998, 1999c, 2000b).

3.2.5. OBSZAR "KRASNYSTAW"

Obszar testowy, oznaczany w dalszych rozdziałach skrótem "Krasnystaw" o powierzchni 199,2 km² obejmuje fragmenty dwóch gmin: Krasnystaw i Łopiennik Górny. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym J. Kondrackiego (2000) omawiany obszar wchodzi w skład dwóch mezoregionów. Większość terenu należy do Wyniosłości Giełczewskiej (343.17) w makroregionie Wyżyny Lubelskiej podprovincji Wyżyny Lubelsko-Lwowskiej. Niewielki, wschodni fragment to część Obniżenia Dorohuckiego (845.31) w makroregionie Polesia Wołyńskiego podprovincji Polesia. Według regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar obejmuje fragmenty dwóch podokręgów: Łapiennickiego (E.4.1.i) i Łęczyńskiego (E.4.1.l) w okręgu Wyżyny Lubelskiej Krainy Wyżyny Lubelskiej Poddziału Mazowieckiego Działu Mazowiecko-Poleskiego.

Materiał podstawowy do dalszych analiz stanowi mapa roślinności rzeczywistej gmin Krasnystaw i Łopiennik Górny wykonana w 1992 roku. Kartowanie terenowe w skali 1:10 000 wykonał J. Solon. Postać numeryczna mapy, opracowana w ramach grantu 6P04E04410 *Typologiczna i przestrzenna różnorodność roślinności w krajobrazach wybranych regionów Polski: diagnoza stanu, modele zależności i elementy prognozy zmian*, obejmuje 4464 wydzielienia roślinności rzeczywistej (ryc. 9). Legenda liczy 73 znaki, które odpowiadają pojedynczym typom zbiorowisk lub ich kompleksom.

3.2.6. OBSZAR "PIŃCZÓW"

Obszar testowy, oznaczany w dalszych rozdziałach skrótem "Pińczów" o powierzchni 92 km² obejmuje okolice miejscowości Pińczów. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym J. Kondrackiego (2000) w obręb omawianego obszaru wchodzi fragmenty kilku mezoregionów: Doliny Nidy (342.25), Niecki Soleckiej (342.26), Garbu Pińczowskiego (342.27), Niecki Połanieckiej (342.28), Garbu Wodzisławskiego (342.24) oraz niewielki fragment Płaskowyżu Jędrzejowskiego (342.21) w makroregionie Niecki Nidziańskiej podprovincji Wyżyny Małopolskiej. Według regionalizacji geobotanicznej J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar obejmuje fragmenty czterech podokręgów: Doliny Dolnej Nidy (C.5.1.f), Pińczowsko-Stopnickiego (C.5.1.g), Jędrzejowskiego (C.5.1.a) oraz Działoszycko-Wodzisławskiego (C.5.1.b) w Okręgu Miechowsko-Pińczowskim Krainy Wyżyn Miechowsko-Sandomierskich Działu Wyżyn Południowopolskich.

Materiał podstawowy do dalszych analiz stanowi mapa roślinności rzeczywistej wykonana w 1990 roku. Kartowanie terenowe w skali 1:10 000 wykonał zespół czteroosobowy (A.S. Kostrowicki, J. Plit, E. Roo-Zielińska, J. Solon) pod kierunkiem A.S. Kostrowickiego w ramach projektu CPBP 03.13: *Ewolucja środowiska geograficznego Polski*. Wersja cyfrowa mapy, wykonana w ramach projektu realizowanego przez GRID-Warszawa, obejmuje 1270 wydzieleni roślinności rzeczywistej (ryc. 10). Legenda liczy 59 znaków. Odpowiadają one pojedynczym typom zbiorowisk lub ich kompleksom. Przy opracowaniu niektórych zagadnień wykorzystano także zdjęcia fitosocjologiczne wykonane przez zespół kartujący w latach 1984–1987 i przez J. Solona w 1990 r.

Szczegółowe informacje o roślinności tego obszaru i metodyce wykonania mapy przedstawiono w opracowaniu pod redakcją A.S. Kostrowickiego i J. Solona (1994).



Ryc. 10. Pola podstawowe mapy roślinności rzeczywistej obszaru testowego "Pińczów"
Fig. 10. Basic patches of the map of actual vegetation on the "Pińczów" test area

*Dowolne ciało ukazuje nam rozmaite swe właściwości
zależnie od tego, jaką metodą je badamy.
(St. Lem, Dialogi)*

4. METODY ANALIZY DANYCH

4.1. ETAPY ANALIZY DANYCH I METODY OGÓLNE

Analiza zgromadzonych danych podstawowych, zawartych w numerycznych mapach roślinności przebiegała w dwóch etapach.

Pierwszy etap obejmował odpowiednie dostosowanie map numerycznych i składał się z następujących kroków: (1) konwersji map pierwotnie zapisanych w systemach AtlasGIS, ArcInfo i ArcView 1.0 do formatu ArcView 3.0; (2) uzupełnienia charakterystyki wyróżnionych podstawowych płatów roślinności rzeczywistej. W szczególności dla każdego płatu roślinności rzeczywistej opisano roślinność potencjalną oraz przynależność do krajobrazu roślinnego. Ponadto charakterystyki uzupełniono o kategorię pokrycia terenu według poziomu 1 i poziomu 3 systemu klasyfikacji Corine (tab. 1); (3) ge-

Tabela 1. Kategorie pokrycia terenu pierwszego (Corine1) i trzeciego (Corine3) poziomu klasyfikacji systemu CORINE (*CORINE ... 1993*) zastosowane w pracy

Corine1	Corine3	Nazwa kategorii
1. Powierzchnie sztuczne	122	Obszary kolejowe
	141	Tereny sportu i rekreacji
	151	Nieciągła zabudowa wiejska
2. Obszary rolnicze	211	Grunty orne bez nawadniania
	222	Sady i plantacje krzewów
	231	Pastwiska
	241	Obszary upraw jednorocznych i wieloletnich
	243	Obszary rolnicze z dużym udziałem roślinności naturalnej
3. Lasy i roślinność półnaturalna	311	Lasy liściaste
	312	Lasy iglaste
	313	Lasy mieszane
	321	Naturalne zbiorowiska trawiaste
	322	Torfowiska i wrzosowiska
	324	Zarośla
	331	Plaże, wydmy i inne obszary piaszczyste
	333	Obszary z bardzo luźną pokrywą roślinną
4. Obszary podmokłe	411	Szuwary śródlądowe
5. Wody	511	Cieki wodne
	512	Zbiorniki wodne

Tabela 2. Obszary testowe wykorzystane do analizy poszczególnych zagadnień.

Analizowane zagadnienie		Obszar i skala kartowania terenowego					
		KmPN 1:10000	Pinczów 1:10000	Tykocin 1:5000	Krasnystaw 1:10000	Swiecie 1:50000	Wilga 1:25000
Właściwości geometryczne płatów jako miara losowości struktury przestrzennej	Rozdział 5.2	X					
Zróznicowanie powierzchni i obwodów płatów	Rozdział 5.3	X	X	X	X	X	X
Dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych	Rozdział 5.4	X	X		X	X	X
Analiza sąsiedztwa	Rozdział 5.5		X	X			X
Metryki krajobrazu zależne i niezależne od skali	Rozdział 6.2		X				
Autokorelacja przestrzenna zbiorowisk	Rozdział 6.3	X	X				
Mikrokrajobrazy roślinne	Rozdział 6.4	X	X				
Zbiorowiska o niewielkiej powierzchni a różnorodność krajobrazu	Rozdział 6.5		X	X			
Zróznicowanie siedliskowe a różnorodność roślinności rzeczywistej	Rozdział 7.2	X	X				
Różnorodność form użytkowania a różnorodność roślinności rzeczywistej	Rozdział 7.3		X		X	X	X
Synantropizacja i różnorodność	Rozdział 7.4		X		X	X	X

neralizacji map w programie ArcView 3.0, kolejno według poszczególnych pól tematycznych tabeli atrybutów (charakterystyk płątów). W ten sposób dla każdego obszaru testowego otrzymano serię 6 map, obejmującą: mapę podstawową (ze wszystkimi charakterystykami płątów), mapę roślinności rzeczywistej, mapę roślinności potencjalnej, mapę krajobrazów roślinnych, mapę pokrycia terenu w jednostkach poziomu pierwszego Corine, oraz mapę pokrycia terenu w jednostkach poziomu trzeciego Corine; (4) uaktualnienia wartości powierzchni i obwodów płątów zawartych w tabeli atrybutów i wyrażenia ich w ujednoczonych jednostkach (odpowiednio km^2 i km). Dodatkowo, dla każdej mapy określono koordynaty centroidów wszystkich płątów.

Tak przygotowane mapy numeryczne wraz z tabelami charakterystyk płątów podlegały właściwym analizom, które stanowiły drugi, główny etap pracy.

Wszystkie wyliczenia i zestawienia, wykorzystujące dane z tabel atrybutów wykonano w programach: Excel, QuattroPro i Access. Do większości analiz statystycznych wykorzystano programy Statgraphics 6.0 i Statistica 5.0. Przy modelowaniu związków korelacyjnych między zmiennymi korzystano z programu CurveExpert 1.3.

Przy opracowywaniu większości zagadnień zastosowano różne procedury dodatkowe, które omówiono poniżej. Należy podkreślić, że przy analizie poszczególnych problemów wykorzystywano dane pochodzące z różnej liczby obszarów testowych (tab. 2). Za każdym razem wybór konkretnych obszarów zależał od: (a) porównywalności danych źródłowych; (b) możliwości przeprowadzenia obliczeń istotnych statystycznie; (c) możliwości porównań otrzymanych wyników.

4.2. METODY SZCZEGÓŁOWE

4.2.1. METODY OCENY STOPNIA LOSOWOŚCI STRUKTURY PRZESTRZENNEJ

Analizę właściwości geometrycznych płątów z punktu widzenia określenia stopnia losowości struktury przestrzennej (rozdział 5.2) przeprowadzono na podstawie danych odnoszących się do obszaru testowego "KmPN".

Analiza przebiegała w kilku etapach. W pierwszym legendę roślinności rzeczywistej obszaru "KmPN" uproszczono do dwóch kategorii. W jednej ujęto wszystkie zbiorowiska leśne, w drugiej – pozostałe zbiorowiska roślinne. Tak uproszczoną mapę wektorową przetworzono na postać rastrową za pomocą programu LEAP II (LEAPII 1999), w taki sposób, aby podstawowe pole rastra miało wymiary 250 x 250 m. Przyjęta rozdzielczość mapy rastrowej

wynikała z ograniczeń możliwości tworzenia wielkich powierzchniowo map losowych w programie RULE (patrz niżej).

W kolejnym etapie na mapie rastrowej wybrano obszar o wielkości 128 kolumn i 128 wierszy, położony w zachodniej części obszaru testowego i (również w programie LEAP II) obliczono następujące charakterystyki przestrzenne:

- a) powierzchnię największego płatów lasu (wyrażoną jako procent powierzchni analizowanego obszaru);
- b) długość granic największego płatów lasu (wyrażoną jako procent długości wszystkich granic);
- c) stosunek powierzchni do obwodu największego płatów lasu;
- d) skośność rozkładu wielkości powierzchni wszystkich płatów lasu;
- e) kurtozę rozkładu wielkości powierzchni wszystkich płatów lasu;
- f) całkowitą liczbę płatów lasu;
- g) całkowitą liczbę granic;
- h) średni wskaźnik kształtu płatów lasu (wskaźnik kształtu oblicza się jako stosunek rzeczywistego obwodu płatów do obwodu kwadratu o danej powierzchni)

Następny etap obejmował stworzenie sztucznych map porównawczych (o wielkości 128 wierszy na 128 kolumn) za pomocą modeli neutralnych. Wykorzystano w tym celu program RULE (Gardner 1999). Zastosowano tzw. algorytm map fraktalnych przy różnym poziomie korelacji między sąsiednimi kwadratami. Dla każdego założonego poziomu korelacji (od 0 do 1 w przedziałach co 0,1) wykonano 150 przebiegów modelowych i na ich podstawie obliczono średnie wskaźniki struktury przestrzennej, identyczne jak w przypadku mapy rastrowej rzeczywistego rozmieszczenia płatów leśnych.

Ostatni etap opracowania obejmował zestawienie danych rzeczywistych z danymi modelowymi oraz analizę zależności między nimi.

4.2.2. METODY OCENY WPŁYWU ZRÓŻNICOWANIA SIEDLISKOWEGO NA ROZMIESZCZENIE ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

Przy ocenie wpływu zróżnicowania siedliskowego na rozmieszczenie roślinności rzeczywistej (rozdział 5.4) podobieństwo między dynamicznymi kręgami zbiorowisk zastępczych obliczono na podstawie wskaźnika Jaccarda o postaci:

$$K = \sum \min(A_i; B_i) / \sum (A_i + B_i - \min(A_i; B_i));$$

gdzie:

A, B oznacza odpowiednio udział powierzchniowy zbiorowiska "i" na siedlisku A i B (Pielou 1984).

Hierarchiczną klasyfikację różnic między zbiorowiskami potencjalnymi przedstawiono za pomocą dendrogramu wykonanego metodą Warda, która polega na łączeniu w kolejne skupienia tych grup, które po połączeniu dają minimum sumy kwadratów odchyleń wszystkich elementów od środka ciężkości tego nowo utworzonego skupienia (Whittaker 1973; Parysek 1980). Obliczenia wykonano w programie BioDiversity Pro (1997).

W celu obliczenia łącznego związku między wielkością powierzchni, wilgotnością i żyznością podłoża a liczbą zbiorowisk zastępczych na poszczególnych siedliskach posłużono się umowną skalą rangową (tab. 3). Do określenia parametrów linii regresji zastosowano procedurę stopniowej selekcji zmiennych, traktując liczbę zbiorowisk zastępczych jako zmienną zależną i przyjmując początkowo cztery zmienne niezależne, a mianowicie: powierzchnię siedliska, wilgotność, żyzność oraz wartość mniejszą z oceny rangowej wilgotności i żyzności, oznaczoną w tekście jako MIN(wilgotność; żyzność). Interpolację przestrzenną wykonano metodą najmniejszych kwadratów w programie Statistica 5.0.

Tabela 3. Umowna skala rangowa żyzności i wilgotności siedlisk

Nazwa zbiorowiska potencjalnego	Żyzność	Wilgotność
<i>Circaeo-Alnetum</i>	4	5
<i>Festucetalia valesiacae</i>	5	1
<i>Ficario-Ulmetum</i>	5	3
<i>Leucobryo-Pinetum</i>	1	1
<i>Leucobryo-Pinetum z Molinia</i>	1	4
<i>Molinio-Pinetum</i>	2	5
<i>Peucedano-Pinetum</i>	1	1
<i>Potentillo-Quercetum</i>	4	2
<i>Quercetalia pubescentis</i>	4	2
<i>Querco-Pinetum</i>	2	1
<i>Querco-Pinetum molinietosum</i>	2	4
<i>Ribo-Alnetum</i>	4	6
<i>Salici-Populetum</i>	3	4
<i>Serratulo-Pinetum</i>	2	1
<i>Sphagno-Alnetum</i>	1	6
<i>Tilio-Carpinetum</i> seria uboga	3	2
<i>Tilio-Carpinetum</i> seria żyzna	4	2
<i>Tilio-Carpinetum</i> postać wilgotna	3	3
<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	1	6

4.2.3. METODY ANALIZY SĄSIEDZTWA PŁATÓW

Analiza sąsiedztwa płatów w krajobrazie (rozdział 5.5) obejmowała dwa etapy. W pierwszym szczegółowo przeanalizowano relacje graniczenia na trzech obszarach testowych "Pińczów", "Tykocin" i "Wilga". W drugim dokonano syntetycznej oceny konfiguracji przestrzennej na wszystkich obszarach testowych.

Podstawą analizy granic była odpowiednio zestawiona tabela krzyżowa, obrazująca długości granic między wszystkimi typami jednostek roślinności. Na podstawie tej tabeli obliczono m.in. udziały procentowe granic oddzielających zbiorowiska położone na różnym siedlisku (określanym w kategoriach roślinności potencjalnej) oraz poddanych różnym formom użytkowania. Określono również kontrastowość syntaksonomiczną, posługując się przy tym następującymi kategoriami: 1 – granica oddziela różne postaci tego samego zespołu; 2 – granica oddziela różne zespoły tego samego związku; 3 – granica oddziela zbiorowiska z różnych związków tego samego rzędu; 4 – granica oddziela zbiorowiska z różnych rzędów tej samej klasy; 5 – granica oddziela zbiorowiska z różnych klas, ale charakteryzujących się zbliżoną fizjonomią; 6 – granica oddziela zbiorowiska z różnych klas, charakteryzujących się wyraźnie odmienną fizjonomią. Dodatkowo określono różnorodność typologiczną granic, zgodnie z zaleceniami i metodyką A. Rescii (Rescia i in. 1994).

Do oceny konfiguracji przestrzennej krajobrazów wykorzystano zestaw wskaźników (metryk krajobrazowych) stosowanych powszechnie do tego celu (por.: O'Neill i in. 1988; Turner 1989; Baker, Cai 1992; McGarigal, Marks 1995; Riitters i in. 1995). W szczególności stosowano następujące wskaźniki określające konfigurację krajobrazu:

- odległość do najbliższego sąsiada (Nearest Neighbour Statistics) oraz współczynnik zmienności odległości do najbliższego sąsiada;
- wskaźnik bliskości (Proximity Index);
- wskaźnik zwartości (Contagion);
- wskaźnik zróżnicowania granic (Interspersion and Juxtaposition Index).

Ponadto wykorzystano rozmaite miary różnorodności i równomierności.

Odpowiednie wzory oraz wyczerpującą dyskusję na temat stosowalności powyższych metryk, sposobu ich obliczania i możliwości interpretacyjnych można znaleźć w opracowaniu K. McGarigala i B. Marks (1995). Poniżej przedstawiono jedynie bardzo skrótowy opis kilku wybranych miar:

1. Odległość do najbliższego sąsiada (Nearest Neighbour Statistics) oraz współczynnik zmienności odległości do najbliższego sąsiada

Dla każdego płatu oblicza się odległość do najbliższego płatu tego samego typu. Odległość jest liczona od krawędzi do krawędzi, a nie od centroidu do centroidu. Z obliczeń wyłącza się typy płatów reprezentowane tylko jedną powierzchnią. Wszystkie otrzymane wartości sumuje się i dzieli przez liczbę płatów. Współczynnik zmienności odległości do najbliższego sąsiada oblicza się jako iloraz odchylenia standardowego przez średnią wartość odległości do najbliższego sąsiada wyrażony w procentach.

2. Wskaźnik bliskości (Proximity Index)

Średni wskaźnik bliskości dla danego krajobrazu oblicza się jako średnią wartość wskaźników bliskości obliczonych dla wszystkich płatów oddzielnie. Dla każdego płatu określa się okrąg o zadanym promieniu (w obliczeniach standardowo stosowano promień 500 m). Wybiera się wszystkie płaty tego samego typu leżące wewnątrz okręgu. Dla każdego z tych płatów oblicza się iloraz powierzchni płatu przez kwadrat sumy minimalnej odległości od krawędzi do krawędzi centralnego płatu w okręgu. Wszystkie otrzymane wartości dla płatów wewnątrz okręgu sumuje się i dzieli przez liczbę płatów. Wartość wskaźnika jest tym większa im więcej płatów znajduje się w zadanym okręgu, im są one większe i bliżej siebie położone.

3. Wskaźnik zwartości (Contagion)

Oblicza się go wyłącznie na podstawie mapy rastrowej za pomocą wzoru:

$$\text{Contag} = \{-\sum[(p_i \cdot d_i) \cdot \log(p_i \cdot d_i)]\} / 2 \log n$$

gdzie:

p_i – oznacza udział powierzchniowy płatów danego typu;

d_i – oznacza względną liczbę komórek rastra reprezentujących określony inny typ, przylegających do komórki rastra analizowanego typu;

n – oznacza liczbę typów płatów.

Sumowanie odbywa się dla wszystkich typów przylegających komórek i wszystkich typów płatów. Innymi słowy, na wartość wskaźnika wpływają dwie wielkości: (a) prawdopodobieństwo, że losowo wybrana komórka rastra należy do typu "i", oraz (b) prawdopodobieństwo warunkowe, że jeśli wybrana komórka należy do typu "i" to jedna z komórek sąsiadujących należy do typu "j".

Wysokie wartości wskaźnika zwartości występują w przypadku krajobrazów zbudowanych z niewielkiej liczby, dużych i słabo rozczłonkowanych płatów, natomiast niskie wartości charakteryzują krajobrazy składające się ze znacznej liczby niewielkich płatów, losowo lub równomiernie rozmieszczonych w przestrzeni.

4. Wskaźnik zróżnicowania granic (The Interspersion and Juxtaposition Index, IJI)

Oblicza się wg następującego wzoru:

$$IJI = -\sum k_i \log k_i / \log(0,5 n(n-1))$$

gdzie: k_i – oznacza udział granic określonego typu w ogólnej długości granic,

n – oznacza liczbę typów płatów.

Jest to jedyny wskaźnik, który bezpośrednio uwzględni konfigurację przestrzenną i sąsiedztwo płatów określonych typów. Uwzględniane są relacje sąsiedztwa ze wszystkimi typami płatów i mierzony jest stopień, w którym płaty danego typu graniczą równomiernie z płatami wszystkich innych typów. Niskie wartości wskaźnika charakteryzują krajobrazy, w których płaty poszczególnych typów są rozmieszczone w sposób uporządkowany (tzn. płaty danego typu graniczą jedynie z płatami kilku innych typów); wysokie wartości są właściwe dla krajobrazów charakteryzujących się równomiernym graniczeniem wszystkich typów płatów ze wszystkimi innymi. Jest to wskaźnik o charakterze względnym, pokazujący obserwowany poziom typów granic jako udział procentowy od maksymalnie możliwego przy danej liczbie typów płatów.

5. Wskaźniki różnorodności i równomierności

Wskaźnik różnorodności Shannona:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i$$

Wskaźnik równomierności Shannona:

$$H/H_{\max} = -\sum p_i \log_2 p_i / \log_2 n$$

Wskaźnik różnorodności Simpsona:

$$SIDI = 1 - \sum p_i^2$$

Wskaźnik równomierności Simpsona:

$$SIEI = (1 - \sum p_i^2) / (1 - (1/n))$$

gdzie:

p – oznacza udział powierzchniowy płatów danego typu.

n – oznacza liczbę typów płatów.

Obliczenia wartości wskaźników wykonano w programach LEAP II (LE-APII 1999) i Fragstats (McGarigal, Marks 1995) po przetransformowaniu map do postaci rastrowej.

4.2.4. METODY OKREŚLANIA METRYK ZALEŻNYCH I NIEZALEŻNYCH OD SKALI W UJĘCIU WEKTOROWYM I RASTROWYM

Do określenia metryk krajobrazu zależnych i niezależnych od skali w ujęciu wektorowym i rastrowym (rozdział 6.2) wykorzystano mapę roślinności obszaru "Pińczów". Podstawową mapę wykonaną w ujęciu wektorowym zamieniono na mapę rastrową, tak, aby pole podstawowe było równe 100m^2 . Obie mapy początkowe zostały poddane wielokrotnej generalizacji tak, aby minimalny poligon (na mapie wektorowej) lub pole podstawowe (na mapie rastrowej) były równo kolejno: 1000, 2000, 4000, 8000, 16 000, 32 000 i $64\ 000\ \text{m}^2$. Dla każdej z otrzymanych map obliczono następujące podstawowe wskaźniki struktury przestrzennej (metryki krajobrazowe – McGarigal, Marks 1995):

NUMP – liczba płatów;

MPS – średnia wielkość płatu;

PSSD – odchylenie standardowe średniej wielkości płatu;

PSCOV – współczynnik wariancji średniej wielkości płatu;

TE – ogólna długość granic;

ED – gęstość granic (długość granic na jednostkę powierzchni);

MPE – średnia długość granic pojedynczego płatu;

MSI – średni wskaźnik kształtu (liczony przy założeniu, że dla danej powierzchni minimalny obwód ma koło – w ujęciu wektorowym – lub kwadrat – przy ujęciu rastrowym);

AWMSI – średni wskaźnik kształtu ważony przez powierzchnię płatu;

MPFD – średni wymiar fraktalny płatu;

AWMPFD – średni wymiar fraktalny płatu ważony przez powierzchnię płatu;

RICH – liczba typów płatów.

Podobieństwo między charakterystykami strukturalnymi map obliczono za pomocą wskaźnika Czekanowskiego o postaci:

$$C = 2\sum \text{MIN}\{A;B\} / (\sum A + \sum B);$$

gdzie: A – wartość wskaźnika dla mapy początkowej (niezgeneralizowanej); B – wartość wskaźnika dla mapy zgeneralizowanej.

Do określenia powtarzalności związku między wartościami wskaźników przy różnych poziomach generalizacji wykorzystano koncepcję i prawa skalowania (Schroeder 1991). Najczęściej za prawo skalowania przyjmuje się regułę allometryczną, mającą postać wykładniczą:

$$y = cX^a$$

gdzie: c – stała dla systemu, a – wartość określająca związek między cechami (Wiens 1981; Schmidt-Nielsen 1984).

4.2.5. METODY ANALIZY AUTOKORELACJI PRZESTRZENNEJ

Autokorelację rozmieszczenia płatów wybranych typów zbiorowisk (rozdział 6.3) określono dla obszarów "KmPN" i "Pińczów". Aby uniknąć określania autokorelacji płatów z nim samym przeprowadzona analiza dotyczyła rozmieszczenia centroidów, a nie całych płatów.

Metody analizy autokorelacji przestrzennej określają *"do jakiego stopnia rozkład przestrzenny zjawiska jest skorelowany z nim samym"* (Cliff, Ord 1973; Sprenger, Veen 1984; Chou i in. 1990). Podstawą określenia autokorelacji jest analiza semiwariancji, liczonej według wzoru (Curran 1988):

$$g(h) = [1/2N(h)] \cdot \sum [z_i - z_{i+h}]^2$$

gdzie:

$g(h)$ = semiwariancja dla klasy odległości h;

z_i = wartość zmiennej w punkcie i;

z_{i+h} = wartość zmiennej w punkcie i+h;

$N(h)$ = ogólna liczba par punktów pomiarowych mieszcząca się w zadanym przedziale odległości h.

Niezależnie od zastosowanego modelu (sferyczny, liniowy, wykładniczy, liniowo-asymptotyczny, Gaussa) wariację zbioru danych dzieli się na dwie części: wariację podstawową (C_0), która opisuje losową zmienność danych, niezależną od przestrzeni oraz wariację strukturalną (C), która określa maksymalną zmienność zależną od struktury przestrzennej (Curran 1988). Im stosunek $C_0/(C_0+C)$ jest mniejszy, a wartość C większa, tym wpływ przestrzeni na charakterystyki analizowanych obiektów jest większy (Butson, King 1999).

Do określenia typu rozmieszczenia centroidów płatów w przestrzeni wykorzystano wskaźnik I Morana (Sprenger, Veen 1984), określony jako:

$$I(h) = N(h) \frac{\sum_i \sum_j z_i z_j}{\sum_i z_i^2}$$

gdzie:

$I(h)$ = autokorelacja dla klasy odległości h ;

z_i = wartość zmiennej w punkcie i ;

z_j = wartość zmiennej w punkcie $i+h$.

Wartości wskaźnika są dodatnie gdy rozmieszczenie płatów ma charakter skupiskowy, ujemne – gdy rozmieszczenie jest równomierne, natomiast gdy rozmieszczenie jest losowe wartość wskaźnika jest zbliżona do zera.

Ze względu na wymagania wiarygodności statystycznej, analizą autokorelacji objęto jedynie wybrane typy zbiorowisk, charakteryzujące się: (a) występowaniem na obu obszarach testowych, (b) obecnością stosunkowo dużej liczby płatów i (c) niewielką zmiennością ich powierzchni. Wybrana grupa obejmuje: *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, *Molinietalia*, *Arrhenatherion*, *Sedo-Scleranthetea*, *Salici-Populetum*, *Circaeo-Alnetum*, *Ribo-Alnetum* i *Tilio-Carpinetum*. Dla obszaru "KmPN" przeanalizowano również rozmieszczenie centroidów płatów *Ficario-Ulmetum* i *Molinio-Pinetum*.

Wszystkie prace analityczne wykonano za pomocą programu GS+ Geostatistics for Environmental Sciences firmy Gamma Design Software. Wykorzystano przy tym anizotropowe modele autokorelacji, obliczające semi-wariancję na wycinkach przestrzeni określonych kierunkami 0, 45, 90, 135 stopni licząc od osi północ-południe.

4.2.6. METODY OCENY ROLI ZBIOROWISK DROBNOPOWIERZCHNIOWYCH WE FLORYSTYCZNEJ RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU

Rolę zbiorowisk drobnopowierzchniowych we florystycznej różnorodności krajobrazu (rozdział 6.5) oceniono na podstawie danych z dwóch obszarów testowych, a mianowicie "Tykocin" i "Pińczów". Na obszarze testowym "Tykocin" analizie poddano powierzchnię 7,82 km². Wykorzystano przy tym zarówno mapę roślinności rzeczywistej jak i 108 zdjęć fitosocjologicznych, wykonanych w maju 1990. Jedno zdjęcie przypadało średnio na 10 płatów roślinności wyróżnionych na mapie, natomiast na 1 km² powierzchni przypadało średnio ok. 14 zdjęć. Na obszarze testowym "Pińczów" analizie poddano powierzchnię 39,33 km² (z analizy wyłączono obszary z roślinnością polną i ruderalną). Wykorzystano przy tym 378 zdjęć fitosocjologicznych, wykonanych w latach 1984–1987. Przeciętnie co drugi płat roślinności wy-

różniony na mapie został scharakteryzowany zdjęciem, natomiast na 1 km² powierzchni przypadało prawie 10 zdjęć.

Analiza danych dla każdego obszaru testowego przebiegała w dwóch etapach. W pierwszym wszystkie zdjęcia fitosocjologiczne zestawiono w tabelę odpowiadającą wąsko ujętym typom roślinności. Następnie tabelę łączono tak, aby uzyskać zagregowane typy roślinności, najczęściej odpowiadające klasom fitosocjologicznym. Dalej utworzono wspólną listę gatunków występujących na całym analizowanym obszarze. W kolejnym kroku z listy gatunków i z tabel wyeliminowano te gatunki, które nigdzie nie osiągnęły pokrycia wyższego niż 0,5%. W ten sposób otrzymano listę i tabelę obejmujące wyłącznie gatunki dominujące. Zakończeniem pierwszego etapu analizy było zestawienie powierzchni zajętych przez poszczególne (podstawowe i zagregowane) typy roślinności.

W drugim etapie analizy wszystkie typy roślinności zostały uporządkowane wg malejącej powierzchni. Następnie systematycznie je łączono i obliczano skumulowaną powierzchnię oraz skumulowaną liczbę gatunków. Dla każdego obszaru powyższą procedurę przeprowadzono czterokrotnie: (a) dla wąsko ujętych zbiorowisk i wszystkich gatunków, (b) dla wąsko ujętych zbiorowisk i jedynie gatunków dominujących, (c) dla zagregowanych typów roślinności i wszystkich gatunków, (d) dla zagregowanych typów roślinności i jedynie gatunków dominujących.

4.2.7. METODA OKREŚLANIA POWIĄZAŃ MIĘDZY RÓZNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI POTENCJALNEJ I ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

Oceny powiązań między różnorodnością roślinności potencjalnej i roślinności rzeczywistej (rozdział 7.2) dokonano na podstawie analizy 53 mikrokrajobrazów roślinnych na obszarze "KmPN" i 24 mikrokrajobrazów na obszarze "Pińczów". Charakterystykę tych jednostek przedstawiono w rozdziale 6.4. Dla każdego mikrokrajobrazu roślinnego obliczono wskaźnik różnorodności roślinności rzeczywistej $H(P)$, odpowiadający wskaźnikowi gamma1-różnorodności w ujęciu Goetze (2000), wskaźnik różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ oraz wskaźnik łącznej różnorodności roślinności rzeczywistej i potencjalnej $H(E,P)$ wg wzoru:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i,$$

gdzie:

p_i – udział powierzchniowy i -tego rodzaju płatu (odpowiednio: zbiorowiska rzeczywiste, zbiorowiska potencjalnego lub zbiorowiska rzeczywiste na określonym siedlisku).

Ponadto obliczono wartość wskaźnika pochodnego wg formuły:

$$W=1-[H(E)/H(E,P)].$$

Wskaźnik ten określa, jaki jest wkład różnorodności roślinności rzeczywistej w ogólnej różnorodności terenu (por.: Solon 1990).

4.2.8. METODA OKREŚLANIA POWIĄZAŃ MIĘDZY RÓŻNORODNOŚCIĄ UŻYTKOWANIA ZIEMI I RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

Związki między różnorodnością form użytkowania ziemi a różnorodnością roślinności rzeczywistej (rozdział 7.3) określono na podstawie danych z czterech obszarów testowych, a mianowicie "Pińczów", "Krasnystaw", "Świecie", "Wilga". Wszystkie zbiorowiska roślinne zinterpretowano w kategoriach pokrycia terenu według pierwszego poziomu jednostek systemu Corine Land Cover (*CORINE* ... 1993).

Dla każdego typu siedliska (wyrażonego przez potencjalne zbiorowisko roślinne) obliczono wskaźnik różnorodności roślinności rzeczywistej oraz wskaźnik różnorodności pokrycia terenu $H(\text{corl})$. Dla każdego z analizowanych obszarów testowych określono również wskaźnik różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ oraz wskaźnik maksymalnej możliwej różnorodności siedliskowej $H_{\max}(E)$, obliczany wg wzoru:

$$H_{\max}(E) = \log_2 n,$$

gdzie:

n – liczba typów zbiorowisk potencjalnych.

4.2.9. METODA OKREŚLANIA POWIĄZAŃ MIĘDZY POZIOMEM SYNANTROPIZACJI A RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

Przy określaniu wpływu poziomu synantropizacji na różnorodność roślinności rzeczywistej (rozdział 7.4) na czterech obszarach testowych ("Pińczów", "Krasnystaw", "Świecie", "Wilga") synantropizację obliczano oddzielnie dla każdego typu siedliska, stosując przy tym następującą formułę:

Wskaźnik synantropizacji = \sum (udział powierzchniowy danej klasy corinel · waga synantropizacji tej klasy).

Wagi synantropizacji poszczególnych klas pokrycia terenu określono następująco:

corl	Waga (wskaźnik) synantropizacji klasy
1	3
2	2
3	1
4	1

Do określenia zależności między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością pokrycia terenu i różnorodnością roślinności rzeczywistej (zmiennie zależne) przetestowano około 40 modeli z rodzin funkcji liniowych, wielomianowych, wykładniczych, potęgowych i sigmoidalnych. Wybrano funkcję $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$, która najlepiej opisuje analizowane zależności.

W tej chwili myślałam o zorzy polarnej. Nie wiadomo, czy ona jest naprawdę, czy tylko ją widać. Wszystko jest bardzo niepewne i to właśnie mnie uspokaja.
(Tove Jansson, *Zima muminków*, tłum. Irena Szuch-Wyszomirska)

5. LOSOWOŚĆ I UPORZĄDKOWANIE W KRAJOBRAZIE

5.1. OGÓLNE PROBLEMY OCENY LOSOWOŚCI I UPORZĄDKOWANIA STRUKTUR PRZESTRZENNYCH W KRAJOBRAZIE

R.H. Gardner (1999) twierdzi, że zadziwiająco wiele charakterystyk przestrzennych rzeczywistych krajobrazów nie różni się istotnie od charakterystyk losowych. Jeżeli jest to stwierdzenie powszechnie prawdziwe, to okazuje się, że wiele zjawisk przestrzennych ma charakter przypadkowy i nieuporządkowany.

Z drugiej strony istnieje wiele hipotez i modeli dotyczących struktury i rozwoju krajobrazu, które bazują na koncepcji organizacji i samoorganizacji. Podkreśla się przy tym wzajemne powiązania między komponentami oraz deterministyczną powtarzalność rozmieszczenia struktur i procesów w przestrzeni (Richling, Solon 1998). Niezależnie od szczegółowych rozwiązań wszystkie te koncepcje można w sposób umowny połączyć w dwie grupy. Pierwsza dotyczy powstawania uporządkowania w krajobrazie traktowanym jako całość, druga grupa obejmuje koncepcje dotyczące powstawania zróżnicowania wewnętrznego na dobrze wyodrębnione i uporządkowane podjednostki (Phillips 1999). W tym ujęciu organizacja przestrzenna krajobrazu zależy od współdziałania czynników i struktur abiotycznych, biotycznych i antropogenicznych (w tym struktury społecznej i gęstości zaludnienia), których wpływ można opisać za pomocą modeli deterministycznych (Radeloff 2000).

W usunięciu tej wyraźnej niespójności poglądów nie pomagają liczne badania szczegółowe, które zdaniem J. Phillipsa (1994) nasuwają wiele problemów interpretacyjnych, oraz wskazują na brak jasno określonych i powtarzalnych prawidłowości odnoszących się do różnych regionów i różnych skal. Analizując ten problem M. Antrop (1998) zwraca uwagę, że krajobraz jest obiektem dynamicznym, podlegającym ciągłym zmianom, wynikającym z procesów spontanicznych i planowej działalności człowieka. W większości przypadków sprawcy zmian działają indywidualnie, w sposób nieskoordynowany. W konsekwencji zmiany w danym miejscu (w skali lokalnej) mają

często charakter chaotyczny. Z drugiej strony w obrębie jednostek krajobrazowych (w skali ponadlokalnej) część tych oddziaływań lokalnych zanika lub nawet znosi się, a krajobraz jako całość zachowuje się w sposób bardziej stabilny i przewidywalny, nie tracąc przy tym swojej specyfiki typologicznej.

W zgodzie z powyższym modelem są wyniki badań T. Crowa i in. (1999) nad strukturą krajobrazu leśnego stanu Wisconsin. Autorzy ci wykazali, że warunki siedliskowe determinują możliwości występowania określonych typów lasu, natomiast struktura własności i – co za tym idzie – sposób użytkowania powierzchni leśnej, wpływają na strukturę przestrzenną krajobrazu. W szczególności na obszarach morenowych lasy państwowe charakteryzują się mniejszymi wymiarami płątów i bardziej skomplikowanymi ich kształtami w porównaniu z lasami prywatnymi. Natomiast na obszarach sandrowych sytuacja jest odwrotna. Porównanie obu typów własności pokazuje, że na gruntach państwowych występuje znacznie większe zróżnicowanie wielkości i kształtu płątów niż na gruntach prywatnych.

W świetle powyższych przykładów wydaje się poprawna sugestia J. Philipsa (1994), aby wyróżnić – przy danej skali szczegółowości i zasięgu przestrzennym analizy – trzy kategorie zależności w krajobrazie: (a) obserwowalne zależności o charakterze deterministycznym, (b) deterministyczną kompleksowość, odnoszącą się do innych skal przestrzennych, a w skali danej analizy przejawiającą się – na pierwszy rzut oka – strukturą i zachowaniem chaotycznym, losowym, (c) zjawiska rzeczywiście losowe. W praktyce rozróżnienie między dwoma ostatnimi kategoriami jest możliwe jedynie przy badaniach wieloskalowych. Natomiast przy analizie prowadzonej w jednej, określonej skali, łączne ujmowanie obu tych kategorii powoduje, że – formalnie rzecz biorąc – wzrasta rola zjawisk losowych w krajobrazie.

Trudności z syntetyczną oceną roli losowości zjawisk w krajobrazie powiększa dodatkowo fakt, że poszczególne typy obiektów i ich charakterystyki mają często rozmieszczenie niezależne od siebie oraz – jak się okazuje – różne w różnych skalach analizy. Na przykład L. Jorge i G. Garcia (1997) wykazali, że na dużych obszarach Brazylii płąty sawanny są rozmieszczone skupiskowo, natomiast płąty roślinności naturalnej – losowo. Zdaniem P. Roche'go i in. (1998) udział i rozmieszczenie w przestrzeni gatunków drzewiastych w krajobrazie rolniczym aż w 31,2% ma charakter losowy, natomiast pozostałą zmienność można wytłumaczyć na podstawie zmiennych opisujących użytkowanie ziemi (36,9%), zmiennych opisujących środowisko abiotyczne (20,2%), lub obu grup zmiennych łącznie (12,0%).

Z kolei J. Pastor i in. (1998) wykazali interesującą zmienność cech roślinności w obrębie kompleksu leśnego. Okazało się, że biomasa drzew iglastych i zapas azotu w glebie były rozmieszczone zgodnie z hipotezą autokorelacji krótkodystansowej (w obrębie płatu) przy regularnym rozmieszczeniu płatów w skali całego obszaru. Natomiast pokarm dostępny dla łosi i jego roczna konsumpcja były rozmieszczone zgodnie z hipotezą autokorelacji krótkodystansowej (w obrębie płatu) przy losowym rozmieszczeniu płatów w skali całego obszaru.

Pomijając zagadnienie determinizmu/losowości związków między komponentami środowiska przyrodniczego i skupiając się wyłącznie na relacjach przestrzennych między płatami w krajobrazie, do oceny stopnia losowości należy wykorzystać przede wszystkim analizy:

- typu płatu w arbitralnie wyznaczonych geometrycznych komórkach krajobrazu;
- wzajemnego położenia płatów tego samego typu w przestrzeni;
- stosunków graniczenia między płatami;
- wartości miar strukturalnych poszczególnych płatów, ich typów i całego krajobrazu (tzw. metryki krajobrazowe – por. Riitters i in. 1995).

Należy zwrócić uwagę, że istnieje olbrzymia liczba miar strukturalnych, stosowanych zarówno przy analizie płatów (w ujęciu wektorowym, tzw. “patch-based analysis”), jak i w analizie poszczególnych komórek rastra (tzw. “pixel-based analysis”). Ich przegląd można znaleźć w licznych pracach (np. O’Neill i in. 1988; Turner 1989; Baker, Cai 1992; McGarigal, Marks 1995). Liczba możliwych miar nasuwa pytanie o ich przydatność i wzajemne powiązania. Zagadnieniem tym zajmowali się K. Riitters i in. (1995). Przeanalizowali oni 55 miar (metryk) struktury krajobrazu dla 85 map użytkowania ziemi i pokrycia terenu. Na podstawie analizy wieloczynnikowej okazało się, że za najważniejsze wskaźniki, które opisują główną zmienność struktury krajobrazu i są ze sobą najmniej skorelowane należy uznać: (a) średni stosunek obwodu do powierzchni; (b) wskaźnik kształtu; (c) wymiar fraktalny; (d) wielkość największego płatu; (e) liczbę typów płatów; (f) ogólną liczbę płatów. Dodatkowo należy uwzględnić wskaźniki opisujące tzw. skalowalność krajobrazu, czyli sposób zmiany wartości wskaźników przy zmianie szczegółowości mapy. Również E. Sanderson i S. Ustin (1998) rekomendują identyczny zestaw wskaźników. Należy jednak zauważyć, że nie zawsze powyższy zestaw wskaźników jest uważany za optymalny. J. Griffith i in. (2000) postulują np. stosowanie następujących miar struktury: modyfikowany wskaźnik różnorodności Simpsona, ważony średni wymiar fraktalny płatu,

wskaźnik zróżnicowania granic (Interspersion and Juxtaposition Index), oraz wielkość największego płatu.

Podstawowe problemy badawcze dotyczące wcześniej wymienionych, różnych aspektów losowości obejmują m.in. następujące oceny: niezależności ich zmienności, powtarzalności na różnych obszarach, zmienności wraz ze zmianą skali opracowania oraz wymiaru przestrzennego poszczególnych zjawisk.

5.2. ZRÓŻNICOWANIE WŁAŚCIWOŚCI GEOMETRYCZNYCH PŁATÓW JAKO MIARA LOSOWOŚCI STRUKTURY PRZESTRZENNEJ

5.2.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Jednym z szeroko rozwijanych podejść do analizy losowości struktury krajobrazu jest wykorzystanie modeli rastrowych, bazujących na tzw. "automatach komórkowych" (Wolfram 1984; Hogeweg 1988), składających się z określonej liczby pól uszeregowanych w rzędy i kolumny. Każde z pól (komórek) tej sieci odpowiada fragmentowi terenu, ich wielkość (umowna) determinuje skalę analizy, a przypisane atrybuty odzwierciedlają (najczęściej zgeneralizowane) charakterystyki terenu.

Istotnym składnikiem tych modeli jest tzw. funkcja sąsiedztwa, która określa reguły zachowania się poszczególnych komórek, w tym m.in. możliwości zmiany ich stanu (struktury lub funkcjonowania). Jeśli za funkcję sąsiedztwa przyjmie się funkcję o charakterze stochastycznym to możliwe staje się generowanie sztucznych map o losowym rozmieszczeniu charakterystyk poszczególnych komórek. Jeśli natomiast do funkcji sąsiedztwa włącza się stopień korelacji między stanem sąsiadujących komórek, to nakłada się jednocześnie lokalne ograniczenia na możliwość losowego rozmieszczenia elementów. Przy takim podejściu stan danej komórki (np. "las" lub "nie-las") zależy od stanu komórek otaczających.

Wykorzystanie map losowych jako neutralnych modeli krajobrazu rozpoczęło się pod koniec lat 80. (Gardner i in. 1987). Założeniem podstawowym w tym podejściu jest analiza charakterystyk strukturalnych w wygenerowanych losowych "mapach" krajobrazowych i ich porównanie z cechami realnie istniejących krajobrazów. Od czasu opracowania metodyki i jej szczegółowej dyskusji (por.: With, King 1997) pojawiły się setki prac wykorzystujących to podejście. Sformułowano również wiele zależności o charakterze ogólnym, które na stałe znalazły swoje miejsce w podręcznikach ekologii krajobrazu (por.: Farina 1998).

Zgodność charakterystyk powierzchniowych płatów z mapy rzeczywistej z charakterystykami pochodzącymi z map wygenerowanych według algorytmu czysto losowego świadczy o wzajemnej niezależności obiektów przestrzennych, natomiast ich wyraźna odmiennność sugeruje istnienie mechanizmów przyczynowo-skutkowych, odpowiedzialnych za rozmieszczenie płatów w przestrzeni.

5.2.2. ODPOWIEDNIOŚĆ MAPY WEKTOROWEJ I MAPY RASTROWEJ

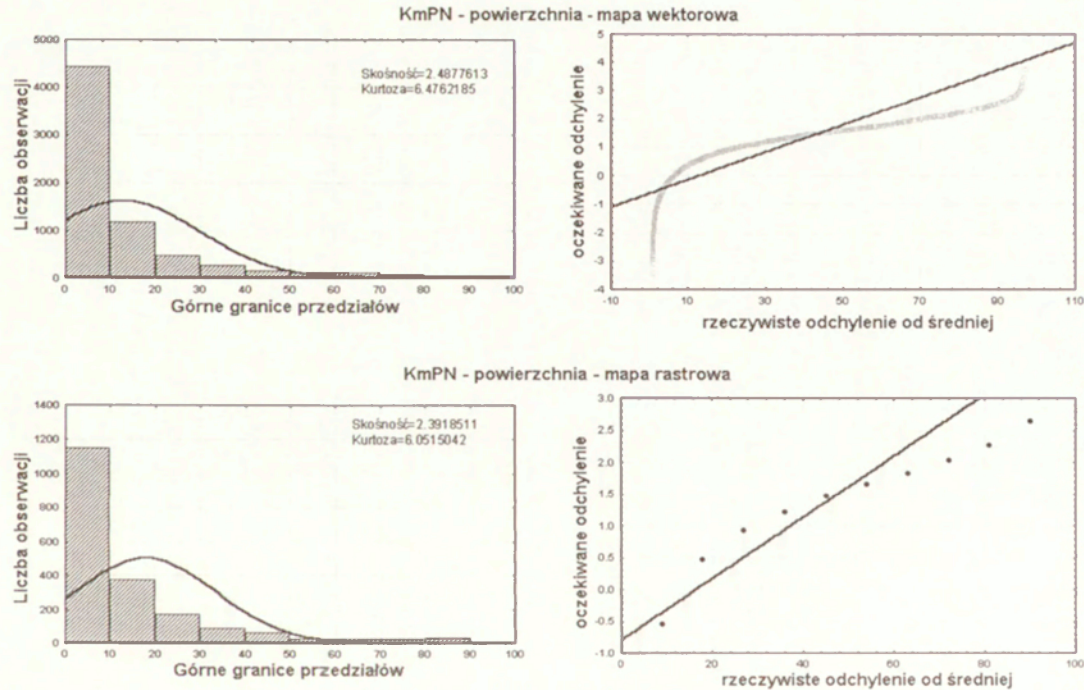
Wykorzystanie do dalszych porównań rastrowej mapy obszaru "KmPN" o rozdzielczości 250 m wymaga przede wszystkim sprawdzenia, czy taka mapa odpowiednio wiernie oddaje zróżnicowanie przestrzenne płatów na mapie wektorowej o większej rozdzielczości. Najprostszym, a jednocześnie wystarczająco czułym wskaźnikiem jest rozkład wielkości płatów. Przeprowadzone analizy (ryc. 11) wskazują, że w przypadku obu map rozkład jest asymetryczny i wyraźnie odbiegający od rozkładu normalnego. Porównanie wartości wskaźnika skośności i kurtozy świadczy o tym, że wyjściowa mapa wektorowa nieco silniej odbiega od mapy losowej w porównaniu z mapą rastrową. Różnice te są jednak na tyle małe, że można przyjąć że obie mapy reprezentują ten sam typ rozmieszczenia płatów w przestrzeni.

5.2.3. ZMIENNOŚĆ CHARAKTERYSTYK NEUTRALNYCH RASTROWYCH MODELI KRAJOBRAZU PRZY RÓŻNYM POZIOMIE KORELACJI MIĘDZY SĄSIEDNIMI KOMÓRKAMI

Wzrost wartości współczynnika korelacji między cechami sąsiadujących komórek w modelu neutralnym powoduje stopniowe zmiany obrazu przestrzennego (ryc. 12). Liczba płatów maleje (ryc. 13A), początkowo bardzo równomiernie, prawie liniowo, mniej więcej o ok. 16% na każdy wzrost wartości współczynnika korelacji o 0,1. Natomiast po osiągnięciu wartości 0,5 spadek liczby płatów jest znacznie wolniejszy.

Podobny kierunek zmian dotyczy ogólnej liczby krawędzi wszystkich płatów (ryc. 13B), choć spadek jest bardziej równomierny.

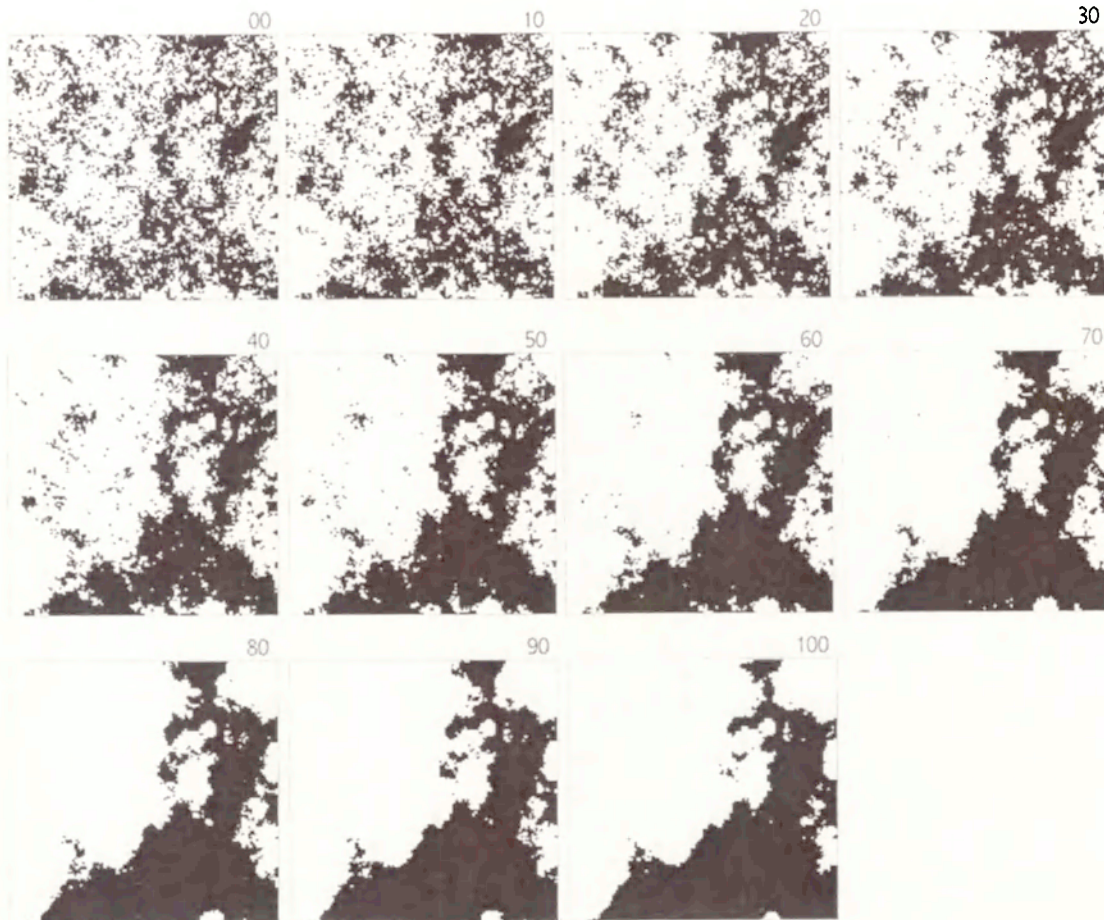
Systematycznie wzrasta wielkość największego płatu (ryc. 13C), od początkowych 14% całości obszaru do ok. 34%, przy czym wraz ze wzrostem wartości współczynnika korelacji tempo wzrostu powierzchni spada. Towarzyszy temu wzrost liczby krawędzi największego płatu (ryc. 13D), choć znacznie wolniejszy i bardziej równomierny w porównaniu ze wzrostem wielkości największego płatu.



Ryc. 11. Rozkłady klas wielkości płatów lasu na mapach wektorowej i rastrowej obszaru "KmPN". Oś X wyskalowana w procentach maksymalnej powierzchni płatów

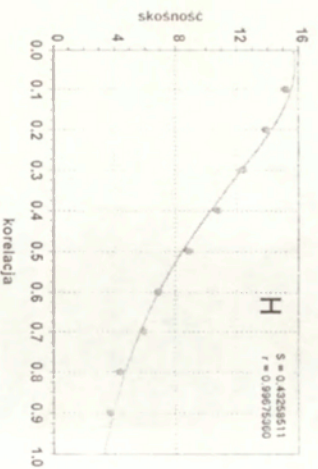
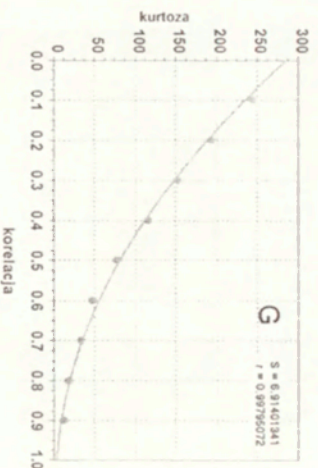
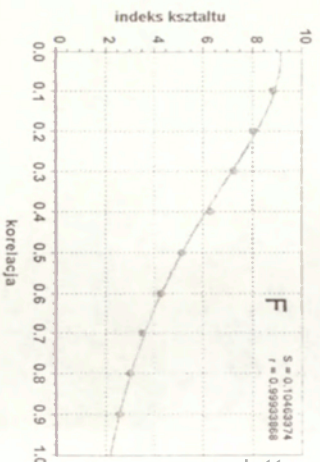
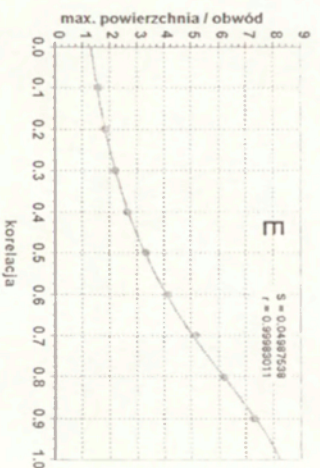
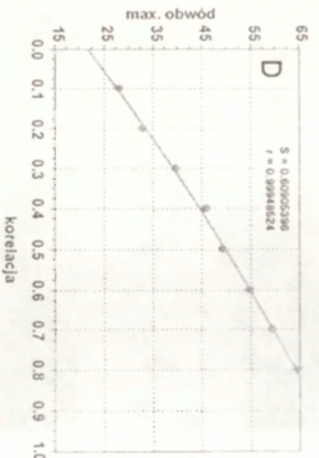
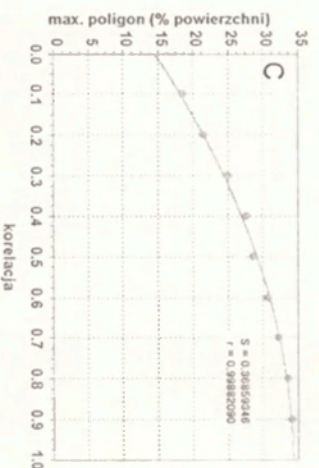
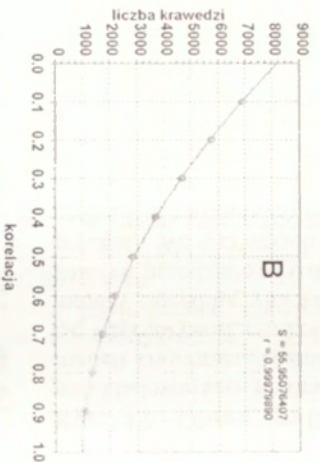
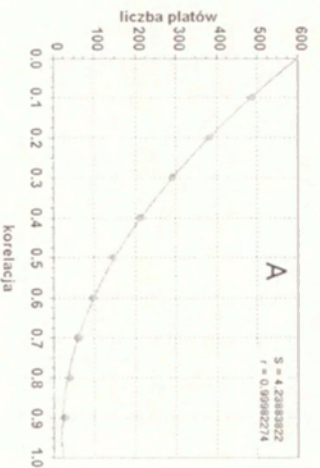
Forest size classes on vector and raster maps of "KmPN" test area. X axis scaled in percent of maximal patch area.

Mapa wektorowa – vector map; mapa rastrowa – raster map; liczba obserwacji – number of observations; górne granice przedziałów – upper boundaries; oczekiwane odchylenie – expected deviation; rzeczywiste odchylenie od średniej – real deviation; skośność – skewness; kurtosa – kurtosis



Ryc. 12. Obraz graficzny przykładowej serii neutralnych modeli krajobrazu, różniących się współczynnikiem korelacji między sąsiadującymi komórkami (w przedziale od 0 do 100 procent). We wszystkich przypadkach prawdopodobieństwo wystąpienia "lasu" (czarne pola) jest identyczne i wynosi 0,386 (co odpowiada powierzchni zajętej przez lasy na mapie rzeczywistej).

Fig. 12. The sample serie of neutral landscape models, with different correlation coefficients between adjacent cells (from 0 to 100 percent). In all cases probability of "forest" occurrence (black) is the same and equals to 0,386 (corresponding to the area occupied by forest on the real map).



Ryc. 13. Zmienność charakterystyk przestrzennych modeli krajobrazu w zależności od współczynnika korelacji między sąsiadującymi komórkami:

A – ogólna liczba płatów, funkcja: $y=a+bx+cx^2$; $a=601,93846$; $b=-1229,9019$; $c=650,71096$.

B – ogólna liczba krawędzi (granic); funkcja: $y=a+bx+cx^2$; $a=8238,9091$; $b=-14007,218$; $c=6722,7273$.

C – powierzchnia największego płat; funkcja: $y=a+bx+cx^2$; $a=14,577734$; $b=38,747802$; $c=-18,99662$.

D – liczba krawędzi największego płat; funkcja: $y=a+bx+cx^2$; $a=21,847937$; $b=61,331571$; $c=-10,241026$.

E – stosunek powierzchni do obwodu dla największego płat; funkcja: $y=1/(a+bx+cx^2)$; $a=0,75182502$; $b=-1,1740925$; $c=0,54387826$.

F – indeks kształtu; funkcja: $y=1/(a+bx+cx^2)$; $a=0,10913516$; $b=-0,0035219008$; $c=0,34777091$.

G – kurtoza; funkcja: $y=a+bx+cx^2$; $a=285,94272$; $b=-536,95472$; $c=255,01072$.

H – skośność; funkcja: $y=1/(a+bx+cx^2)$; $a=0,063627761$; $b=-0,018991219$; $c=0,25723717$.

Fig. 13. Landscape metrics as the function of the correlation coefficient of the adjacent cells:

A – total number of patches, function: $y=a+bx+cx^2$; $a=601,93846$; $b=-1229,9019$; $c=650,71096$.

B – total number of edges, function: $y=a+bx+cx^2$; $a=8238,9091$; $b=-14007,218$; $c=6722,7273$.

C – area of the biggest patch; function: $y=a+bx+cx^2$; $a=14,577734$; $b=38,747802$; $c=-18,99662$.

D – number of edges of the biggest patch; function: $y=a+bx+cx^2$; $a=21,847937$; $b=61,331571$; $c=-10,241026$.

E – area/circumference ratio for the biggest patch; function: $y=1/(a+bx+cx^2)$; $a=0,75182502$; $b=-1,1740925$; $c=0,54387826$.

F – shape index; function: $y=1/(a+bx+cx^2)$; $a=0,10913516$; $b=-0,0035219008$; $c=0,34777091$.

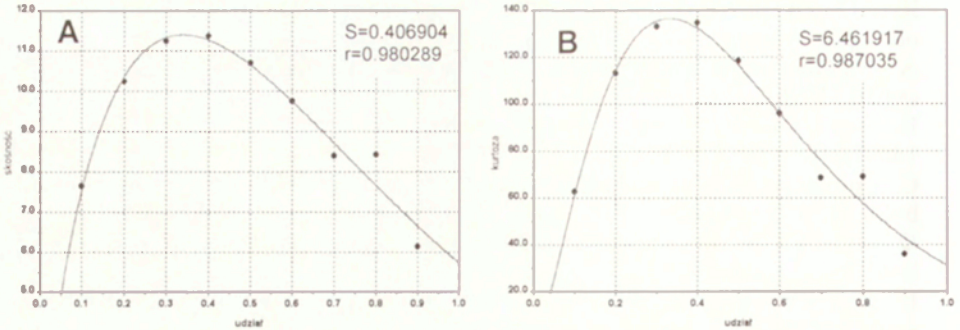
G – kurtosis; function: $y=a+bx+cx^2$; $a=285,94272$; $b=-536,95472$; $c=255,01072$.

H – skewness; function: $y=1/(a+bx+cx^2)$; $a=0,063627761$; $b=-0,018991219$; $c=0,25723717$.

Inny przebieg zmienności mają dwa kolejne wskaźniki, obrazujące kształt płatów. Stosunek powierzchni do obwodu największego płat (ryc. 13E) początkowo rośnie stosunkowo wolno, aż do wartości współczynnika korelacji ok. 0,4; następnie zmiany są szybsze, a po osiągnięciu wartości współczynnika korelacji ok. 0,9 – znowu wolniejsze. Zmiany indeksu kształtu (ryc. 13F) opisane są funkcją malejącą, w przebiegu której również można wyróżnić trzy zakresy o wyraźnie różnym tempie zmian.

Interesująco, i na pierwszy rzut oka niespodziewanie, kształtuje się zmienność charakterystyk normalności rozkładu wielkości powierzchni płatów. Zarówno kurtoza (ryc. 13G), jak i skośność (ryc. 13H), maleją wraz ze wzrostem współczynnika korelacji. Oznacza to, że wraz ze spadkiem niezależności poszczególnych komórek rozkład wielkości płatów staje się bardziej podobny do rozkładu normalnego.

Zjawisko to przestaje dziwić, gdy przeanalizujemy zmienność obu charakterystyk w zależności od udziału powierzchniowego płatów danego typu, przy



Ryc. 14. Zmienność parametrów normalności rozkładu wielkości płatów dla modeli krajobrazu w zależności od udziału powierzchniowego płatów danego typu (współczynnik korelacji między sąsiadującymi komórkami = 0,5): A – skośność; funkcja Hoerla $y=a \cdot (b^x) \cdot (x^c)$; $a=59,865472$; $b=0,095635485$; $c=0,79742266$; B – kurtoza; funkcja Hoerla $y=a \cdot (b^x) \cdot (x^c)$; $a=4013,1753$; $b=0,0078351744$; $c=1,6061904$.

Fig. 14. Parameters of the normality of the distribution of patch sizes as a function of spatial share of a given patch type (correlation coefficient of the adjacent cells = 0,5): A – skewness; Hoerl's function $y=a \cdot (b^x) \cdot (x^c)$; $a=59,865472$; $b=0,095635485$; $c=0,79742266$; B – kurtosis; Hoerl's function $y=a \cdot (b^x) \cdot (x^c)$; $a=4013,1753$; $b=0,0078351744$; $c=1,6061904$.

stałym współczynnikiem korelacji między sąsiadującymi komórkami (ryc. 14). Okazuje się bowiem, że jedynie w przypadku bardzo niskich i bardzo wysokich udziałów powierzchniowych skośność i kurtoza przyjmują wartości niskie, świadczące o typie rozkładu zbliżonym do normalnego. Natomiast w przypadku udziałów powierzchniowych mieszczących się w przedziale od 0,3 do 0,4 (co odpowiada wartościom prawdopodobieństwa występowania lasu na mapie rzeczywistej) rozkłady wielkości płatów najsilniej odbiegają od rozkładu normalnego.

5.2.4. PORÓWNANIE CHARAKTERYSTYK MAPY RZECZYWISTEJ Z CHARAKTERYSTYKAMI MODELU NEUTRALNEGO

Porównanie charakterystyk mapy rzeczywistej z charakterystykami modelu neutralnego (tab. 4) wyraźnie wskazuje, że żadna z testowanych kombinacji warunków w modelach neutralnych nie odpowiada w pełni zestawowi charakterystyk mapy rzeczywistego rozmieszczenia lasów na obszarze KmPN.

Co prawda, większość wskaźników struktury przestrzennej mapy rzeczywistej (powierzchnia największego płatów, stosunek powierzchni do obwodu, skośność i kurtoza) jest zgodna z modelem uwzględniającym współczynnik korelacji mieszczący się w przedziale od 0,5 do 0,6. Jednocześnie jednak inne charakterystyki odpowiadają niższym (<0,5) wartościom współczynnika ko-

Tabela 4. Porównanie wybranych charakterystyk powierzchniowych płatów dla rzeczywistej mapy rastrowej i map pochodzących z modelu neutralnego przy różnej korelacji między sąsiednimi komórkami (długość i powierzchnia w jednostkach umownych)

	Długość granic największego płatów lasu	Powierzchnia największego płatów lasu	Stosunek powierzchni do obwodu największego płatów lasu	Skośność	Kurtoza	Całkowita liczba płatów lasu	Średni wskaźnik kształtu płatów lasu	Całkowita liczba granic
mapa rzeczywista	41,825	29,662	3,765	7,248	52,965	71	3,423	1688
model neutralny, korelacja=0,0	21,857	14,257	1,309	16,115	274,773	600,9	9,229	8163,2
model neutralny, korelacja=0,1	28,027	18,501	1,556	15,136	243,657	487,2	8,847	6951,8
model neutralny, korelacja=0,2	32,982	21,467	1,845	13,902	193,088	384,6	8,038	5781,4
model neutralny, korelacja=0,3	39,614	24,874	2,201	12,386	152,876	290,7	7,252	4674,6
model neutralny, korelacja=0,4	45,842	27,591	2,663	10,783	115,613	211,9	6,313	3703,6
model neutralny, korelacja=0,5	49,184	28,673	3,344	8,847	77,502	146,9	5,124	2856,2
model neutralny, korelacja=0,6	54,986	30,645	4,154	6,868	46,326	95,1	4,264	2198
model neutralny, korelacja=0,7	59,439	32,23	5,17	5,862	33,509	60,5	3,514	1718,4
model neutralny, korelacja=0,8	64,799	33,60	6,197	4,333	17,814	40,2	2,993	1371
model neutralny, korelacja=0,9	68,321	34,078	7,297	3,712	12,786	27,9	2,56	1120
model neutralny, korelacja=1,0	73,172	34,415	8,263	2,67	5,963	16,2	2,272	932,6

relacji (długość granic największego płatu) lub wyższym (liczba płatów, indeks kształtu, ogólna liczba granic).

Otrzymane wyniki wskazują wyraźnie, że występowanie płatu danego typu w określonym miejscu oraz jego wielkość i kształt są znacznie mniej przypadkowe, niż by to wynikało z opinii R.H. Gardnera (1999). Okazuje się bowiem, że – pod względem formalnym – decydujący wpływ na charakterystyki przestrzenne płatów wywiera rodzaj sąsiednich miejsc “komórek”. Inne, nie analizowane tutaj czynniki mają wyraźny wpływ modyfikujący, co przejawia się stosunkowo szerokim rozrzutem odpowiednich współczynników korelacji (od ok. 0,4 w przypadku długości granic największego płatu do ponad 0,7 dla wskaźnika kształtu i ogólnej liczby granic), przy których modele neutralne dają obraz przestrzenny zbliżony do rzeczywistego.

Pozostaje jednak pytanie, czy powyższe zależności mają charakter ogólny, tzn. czy odnoszą się do wszystkich obszarów, typów płatów i skali szczegółowości mapy. Zagadnienia te są analizowane w innych rozdziałach, w szczególności w rozdziale 5.3 – w odniesieniu do różnych typów zbiorowisk i w rozdziale 6.2 – w odniesieniu do różnych poziomów generalizacji przestrzennej.

5.3. ZRÓŻNICOWANIE POWIERZCHNI I OBWODÓW PŁATÓW NA POSZCZEGÓLNYCH POLIGONACH BADAWCZYCH

5.3.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Analiza zróżnicowania powierzchni i obwodów płatów ma znaczenie daleko wykraczające poza formalną charakterystykę krajobrazu. Przeciętna wielkość płatów oraz udział płatów małych należą do decydujących czynników warunkujących skład gatunkowy i funkcjonowanie populacji roślin i zwierząt (Saunders i in. 1991; Soule i in. 1992; McCoy, Mushinsky 1994; Banks 1998; Delin, Andren 1999; Hargis i in. 1999; Rosenberg i in. 1999). Charakterystyki przestrzenne (metryki) krajobrazu są też – pośrednio – wskaźnikami bogactwa gatunkowego i różnorodności (Cowling, Bond 1991).

Z analizy przeprowadzonej w poprzednim rozdziale wynika, że przy zgeneralizowaniu jednostek typologicznych roślinności rzeczywistej do dwóch kategorii pokrycia terenu, liczbowo dominują płaty małe i bardzo małe, niewiele większe od minimalnej wielkości obiektu zaznaczanego na mapie (co wyznacza rozdzielczość mapy).

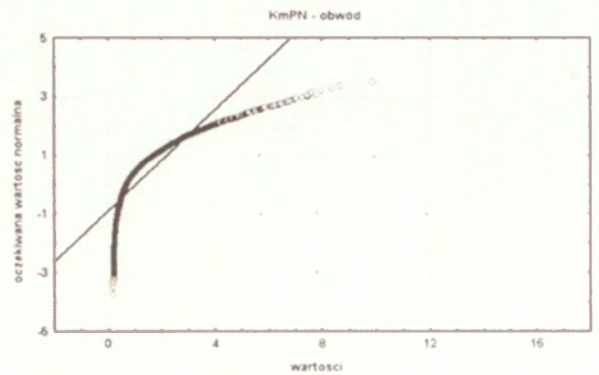
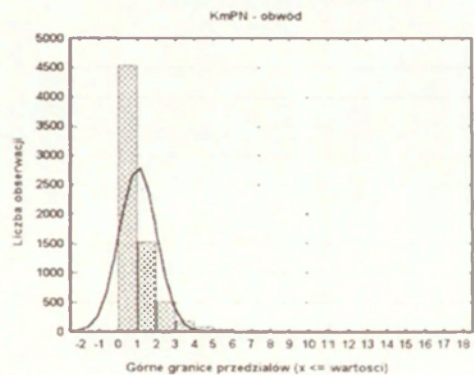
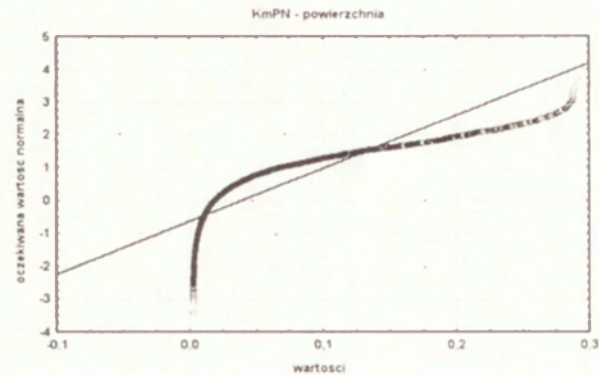
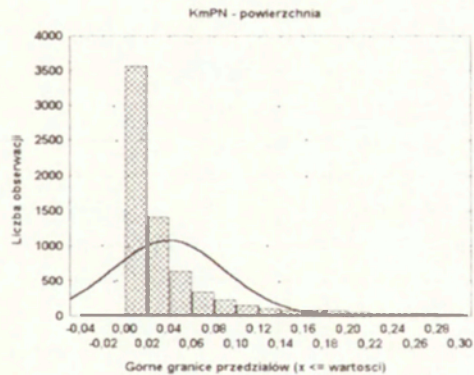
Wiele badań sugeruje, że jest to prawidłowość powszechna, niezależna od analizowanego obszaru i sposobu wyróżniania jednostek kartograficznych.

M.in. A. Jorge i G. Garcia (1997) wykazali taką zależność dla południowo-wschodniej Brazylii. Z analiz E. Sandersona i S. Ustina (1998), dotyczących ponad stu obszarów położonych w Stanach Zjednoczonych, wynika, że płyty małe, o powierzchni nie większej niż czterokrotność minimalnej wielkości obiektu, stanowią od 67% do 87% wszystkich płytów.

Z drugiej jednak strony obserwuje się wyraźny wpływ warunków abiotycznych i oddziaływań antropogenicznych na zróżnicowanie wielkości płytów. C. Geldenhuys (1994) wykazał, że w warunkach Południowej Afryki ten sam typ wiecznie zielonego lasu mieszanego tworzy duże płyty na równinie przybrzeżnej, natomiast małe i bardzo małe płyty w górach. Zróżnicowanie wielkości płytów jest jeszcze bardziej widoczne w przypadku obiektów antropogenicznych. Stare obszary osiedleńcze, będące wynikiem długotrwałego rozwoju, charakteryzują się przewagą płytów małych (w większości od 100 m² do 1 ha), których typy są losowo rozmieszczone w przestrzeni. Natomiast nowo powstałe obszary typu miejskiego charakteryzują się płytami dużymi i regularnie rozmieszczonymi (Guan i in. 1999; Li i in. 2000).

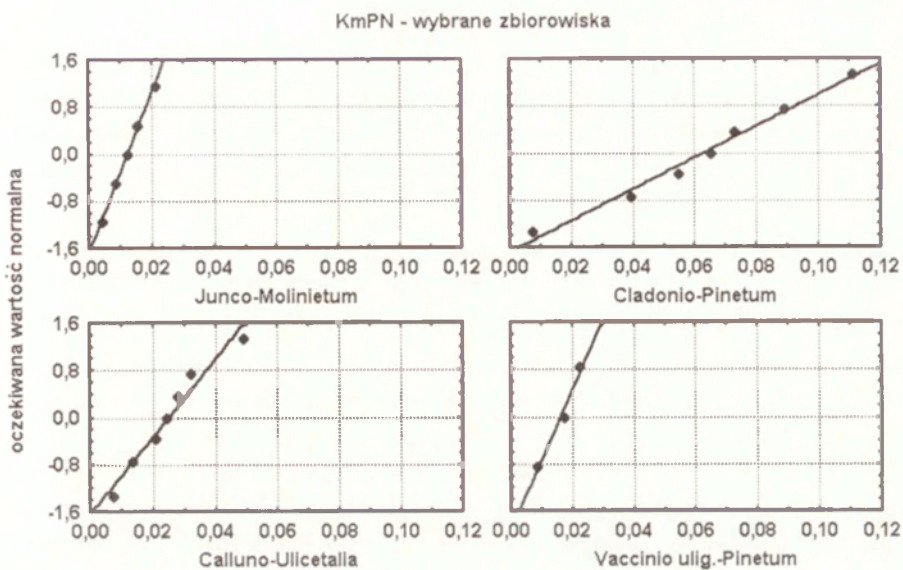
Wspólne oddziaływanie warunków abiotycznych i antropogenicznych na wielkość płytów wykazali M. Inoue i N. Nakagoshi (2001). W dolinie rzeki Ashida (Japonia) wyróżnili oni cztery grupy zbiorowisk o odmiennym zróżnicowaniu wielkości płytów: A – zbiorowiska tworzące duże płyty – występujące głównie na zboczach i uwarunkowane działalnością człowieka; B – zbiorowiska tworzące płyty bardzo zróżnicowanej wielkości, od dużych do małych; C – zbiorowiska tworzące małe płyty – występujące głównie w górnym odcinku doliny i uwarunkowane rozmieszczeniem siedlisk; D – zbiorowiska reprezentowane małą liczbą płytów – o nieokreślonym rozkładzie wielkości. Wskazali oni również, że w rozpatrywanym przypadku na strukturę przestrzenną (rozmieszczenie i wielkość płytów) wpływają, częściowo niezależnie, trzy grupy czynników: (a) zróżnicowanie siedliskowe, (b) oddziaływanie antropogeniczne, (c) położenie w przestrzeni.

Uogólnienie wielu rzeczywistych przykładów oraz analiza właściwości różnych modeli krajobrazu doprowadziła R. Formana (1995) do wniosku, że podobne do wyżej opisanych zróżnicowanie przestrzenne krajobrazu, w którym liczbowo dominują płyty małe, odpowiada optymalnej strukturze przestrzennej. Na strukturę tę składają się nieliczne duże płyty ekosystemów o charakterze naturalnym, którym towarzyszą liczne naturalne płyty małe, otoczone zbiorowiskami antropogenicznymi.



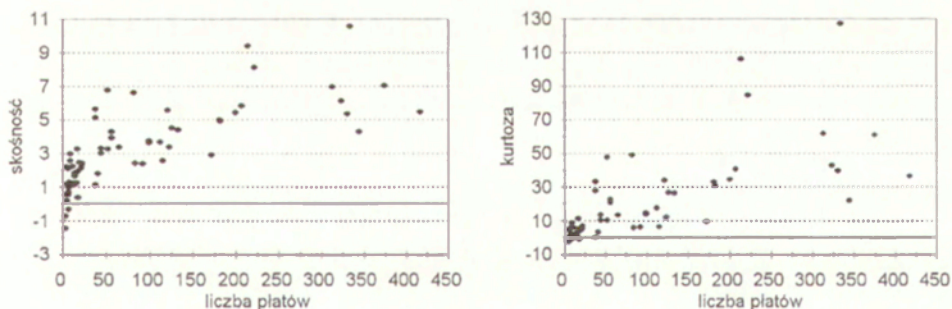
Ryc. 15. Histogramy frekwencji i wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni i obwodu płatów roślinności na poligonie “KmPN”. Jednostki długości i powierzchni umowne.

Fig. 15. Frequency histogram and expected normal values of patches surface and perimeter on the “KmPN” test area. Length and area units are conventional. Powierzchnia – area; obwód – perimeter; Liczba obserwacji – number of observations; Górne granice przedziałów – upper boundaries; Wartość oczekiwana – expected normal; oczekiwana wartość normalna – expected normal value; wartości – value.



Ryc. 16. Wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni płatów wybranych typów zbiorowisk obszaru "KmPN", charakteryzujących się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Jednostki powierzchni umowne.

Fig. 16. Expected values of patches surface for chosen vegetation types on the "KmPN" test area, characterised by the most normal size distribution. Area units are conventional.



Ryc. 17. Zależność wskaźnika skośności i kurtozy od liczby płatów reprezentujących poszczególne typy zbiorowisk roślinnych na obszarze "KmPN".

Fig. 17. The relation of skewness and kurtosis on the number of patches representing different vegetation types on the "KmPN" test area. Skośność – skewness; kurtoza – kurtosis; liczba płatów – number of patches.

5.3.2. ZRÓŻNICOWANIE WYMIARÓW PŁATÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "KMPN"

Na obszarze modelowym "KmPN" najmniejszy płat wyróżniony na mapie roślinności rzeczywistej ma powierzchnię ok. 60 m², natomiast największy – ponad 17,6 km². Najliczniejsze są płaty małe, o powierzchni nie większej niż 1 ha. Jest ich bowiem aż 2393, co stanowi ponad 31% ogólnej liczby płatów.

Minimalny obwód płatu wynosi ok. 35 m, a obwód maksymalny ponad 162 km. Ponad 34% płatów (2640 powierzchni) charakteryzuje się obwodem krótszym niż 500 m. Natomiast płaty o obwodzie krótszym niż 1000 m stanowią łącznie ok. 64% wszystkich płatów.

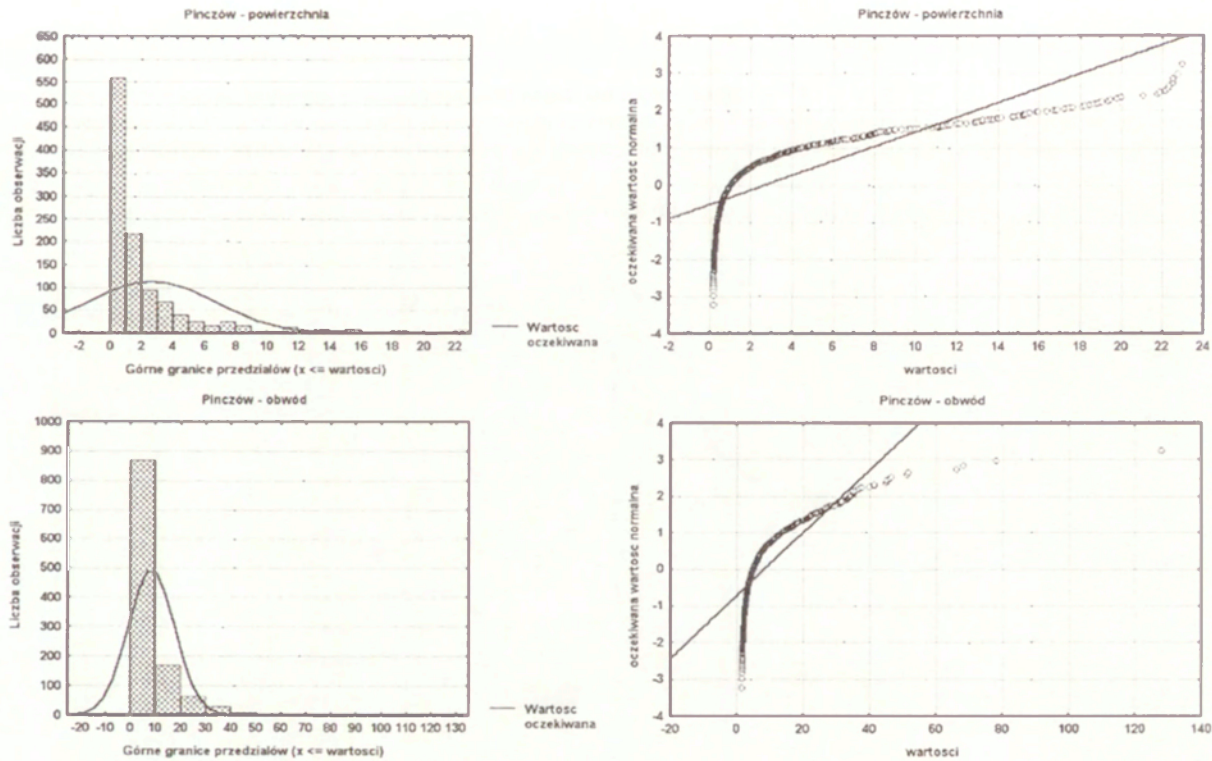
Rozkład wartości obu charakterystyk (powierzchni i obwodu) dla wszystkich płatów rozpatrywanych łącznie, jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 15). Niemniej jednak występują typy zbiorowisk, charakteryzujące się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Do tej grupy należy m.in. *Junco-Molinietum*, *Cladonio-Pinetum*, zbiorowiska z rzędu *Calluno-Ulicetalia* oraz *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (ryc. 16). Należy podkreślić, że zbiorowiska te reprezentowane są przez niewielką liczbę płatów. Obserwuje się bowiem ogólną zależność: im więcej płatów reprezentuje dany typ roślinności, tym rozkład wielkości płatów w obrębie danego typu bardziej odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 17).

5.3.3. ZRÓŻNICOWANIE WYMIARÓW PŁATÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "PIŃCZÓW"

Na obszarze modelowym "Pińczów" najmniejszy płat wyróżniony na mapie roślinności rzeczywistej ma powierzchnię ok. 80 m², natomiast największy – ponad 7,5 km². Liczbowo zdecydowanie przeważają płaty małe, o powierzchni nie większej niż 1 ha. Jest ich aż 623, co stanowi ponad 49% ogólnej liczby płatów.

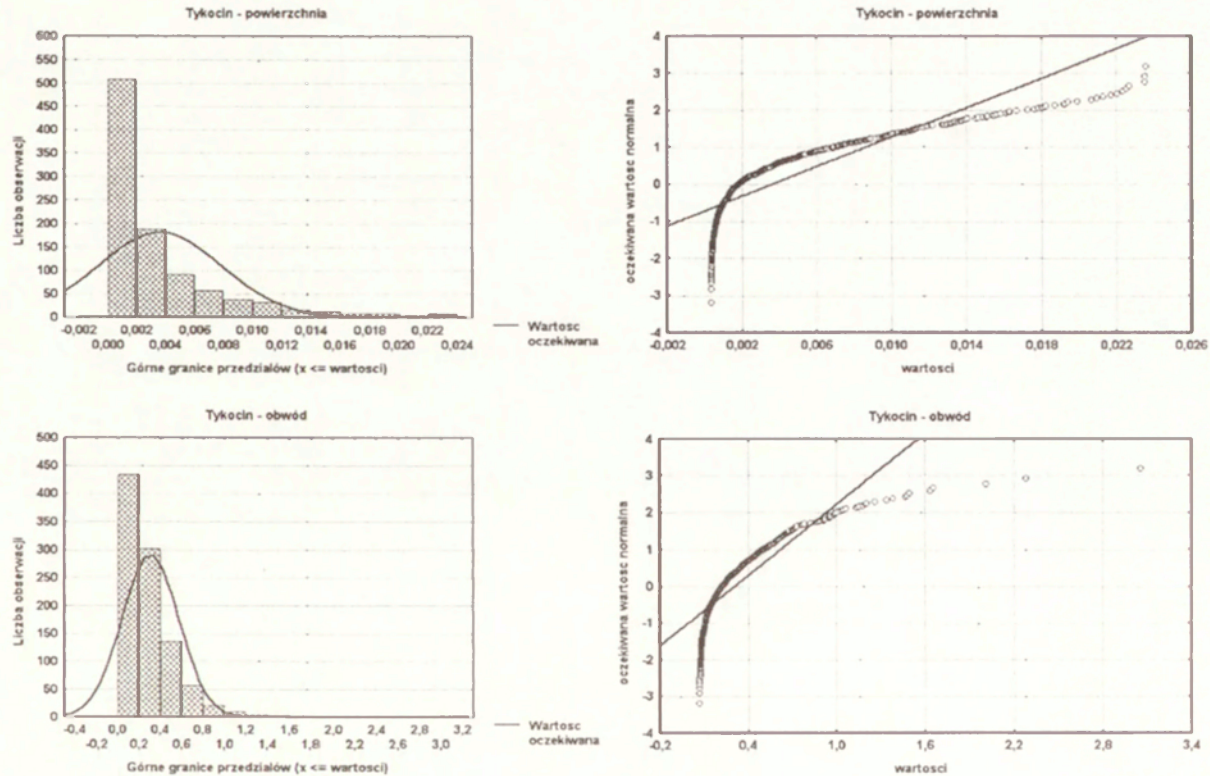
Minimalny obwód płatu wynosi ok. 40 m, a obwód maksymalny ponad 52 km. Ponad 48% płatów (617 powierzchni) ma obwód krótszy niż 500 m. Natomiast płaty o obwodzie krótszym niż 1000 m stanowią łącznie ok. 73% wszystkich płatów.

Rozkład wartości obu charakterystyk (powierzchni i obwodu) jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 18). Niemniej jednak występują typy zbiorowisk, charakteryzujące się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Do tej grupy należy m.in. *Salicetum triandroviminalis*, zbiorowisko *Quercus petraea-Melittis melissophyllum*, młodniki sosnowe ze związku *Dicrano-Pinion* i *Sisymbrio-Stipetum*.



Ryc. 18. Histogramy frekwencji i wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni i obwodu płatów roślinności na poligonie “Pińczów”. Jednostki długości i powierzchni umowne.

Fig. 18. Frequency histogram and expected normal values of patches surface and perimeter on the “Pińczów” test area. Length and area units are conventional. Powierzchnia – area; obwód – perimeter; Liczba obserwacji – number of observations; Górne granice przedziałów – upper boundaries; Wartość oczekiwana – expected normal; oczekiwana wartość normalna – expected normal value; wartości – value.



Ryc. 19. Histogramy frekwencji i wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni i obwodu płatów roślinności na poligonie “Tykocin”. Jednostki długości i powierzchni umowne.

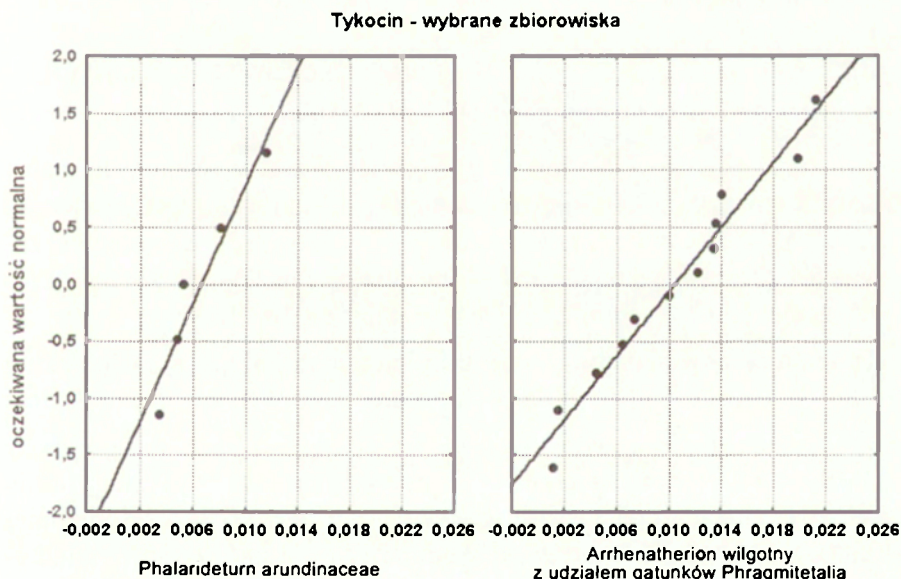
Fig. 19. Frequency histogram and expected normal values of patches surface and perimeter on the “Tykocin” test area. Length and area units are conventional. Powierzchnia – area; obwód – perimeter; Liczba obserwacji – number of observations; Górne granice przedziałów – upper boundaries; Wartość oczekiwana – expected normal; oczekiwana wartość normalna – expected normal value; wartości – value.

5.3.4. ZRÓŻNICOWANIE WYMIARÓW PŁATÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "TYKOCIN"

Na obszarze modelowym "Tykocin" najmniejszy płat wyróżniony na mapie roślinności rzeczywistej ma powierzchnię ok. 130 m², natomiast największy – prawie 1 km². Liczbowo zdecydowanie przeważają płaty małe, o powierzchni nie większej niż 1000 m². Jest ich bowiem aż 350, co stanowi ponad 32% ogólnej liczby płatów.

Minimalny obwód płatu wynosi ok. 42 m, a obwód maksymalny około 20,5 km. Ponad 45% płatów (487 powierzchni) charakteryzuje się obwodem krótszym niż 200 m. Natomiast płaty o obwodzie krótszym niż 500 m stanowią łącznie ok. 81% wszystkich płatów.

Rozkład wartości obu charakterystyk (powierzchni i obwodu) jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 19). Niemniej jednak występują typy zbiorowisk, charakteryzujące się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Do tej grupy należą m.in. *Phalaridetum arundinaceae*, zbiorowiska ugorów z dominacją *Agropyron repens*, *Diantho-Armerietum* i niektóre postaci łąk ze związku *Arrhenatherion* (ryc. 20).



Ryc. 20. Wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni płatów wybranych zbiorowisk obszaru "Tykocin", charakteryzujących się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Jednostki powierzchni umowne.

Fig. 20. Expected values of patches surface for chosen vegetation types on the "Tykocin" test area, characterised by the most normal size distribution. Area units are conventional.

5.3.5. ZRÓŻNICOWANIE WYMIARÓW PŁATÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "KRASNYSTAW"

Na obszarze modelowym "Krasnystaw" najmniejszy płat wyróżniony na mapie roślinności rzeczywistej ma powierzchnię ok. 60 m², natomiast największy – ok. 78,4 km². Liczbowo zdecydowanie przeważają płaty małe, o powierzchni nie większej niż 1 ha. Jest ich bowiem aż 2636, co stanowi prawie 83% ogólnej liczby płatów.

Minimalny obwód płatu wynosi ok. 30 m, a obwód maksymalny około 484 m. Prawie 38% płatów (1198 powierzchni) charakteryzuje się obwodem krótszym niż 200 m. Natomiast płaty o obwodzie krótszym niż 500 m stanowią łącznie ok. 77% wszystkich płatów.

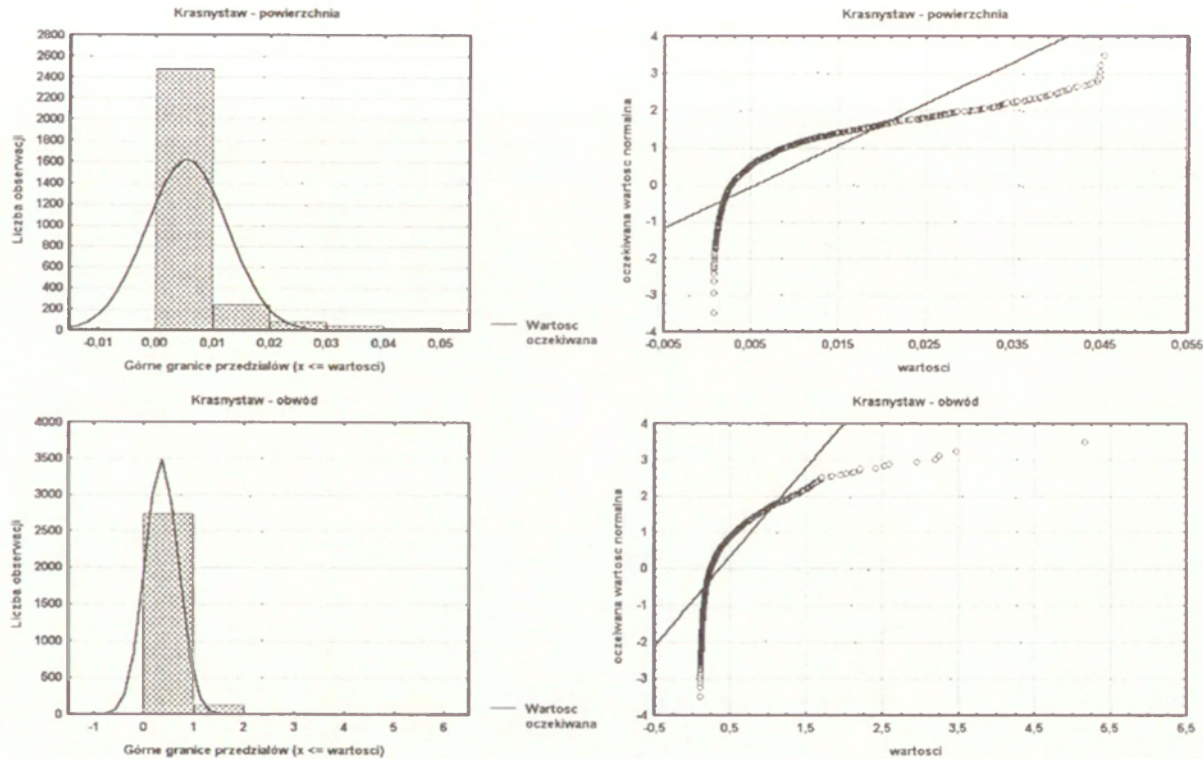
Rozkład wartości obu charakterystyk (powierzchni i obwodu) jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 21). Niemniej jednak występują typy zbiorowisk, charakteryzujące się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Do tej grupy należą m.in. zbiorowiska kadłubowe reprezentujące związki *Magnocaricion* i *Phragmition*, młodniki sosnowe, niektóre postaci grądu, *Spergulo-Corynephorum* i zbiorowiska ze związku *Onopordion*.

5.3.6. ZRÓŻNICOWANIE WYMIARÓW PŁATÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "ŚWIECIE"

Na obszarze modelowym "Świecie" najmniejszy płat wyróżniony na mapie roślinności rzeczywistej ma powierzchnię ok. 900 m², natomiast największy – ok. 42 km². Płaty małe, o powierzchni nie większej niż 1 ha, stanowią zaledwie ok. 20% ogólnej liczby płatów (66 powierzchni). W porównaniu z innymi powierzchniami testowymi ich udział jest najmniejszy.

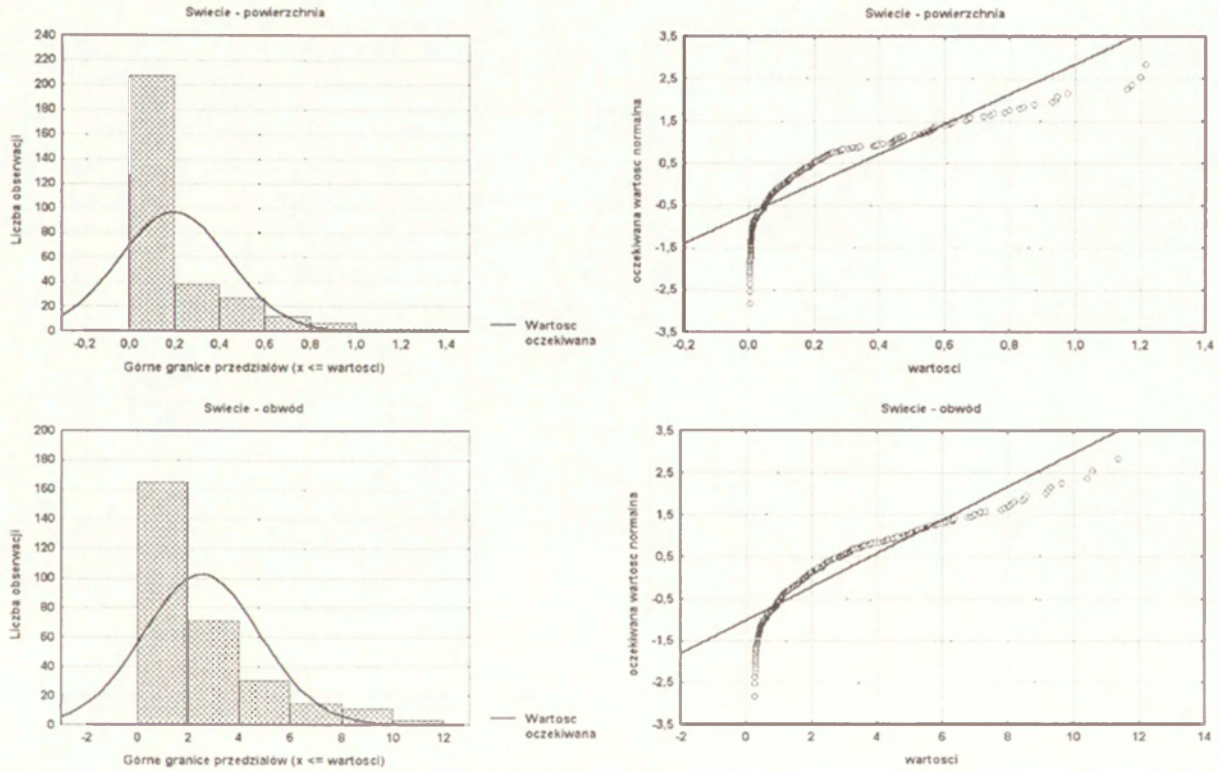
Minimalny obwód płatu wynosi ok. 126 m, a obwód maksymalny około 134 m. Prawie 20% płatów (65 powierzchni) charakteryzuje się obwodem krótszym niż 500 m.

Rozkład wartości obu charakterystyk (powierzchni i obwodu) jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 22). Niemniej jednak występują typy zbiorowisk, charakteryzujące się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Do tej grupy należą m.in. *Tilio-Carpinetum typicum*, *Salicetum triandro-viminalis* i zbiorowiska ze związku *Onopordion*.



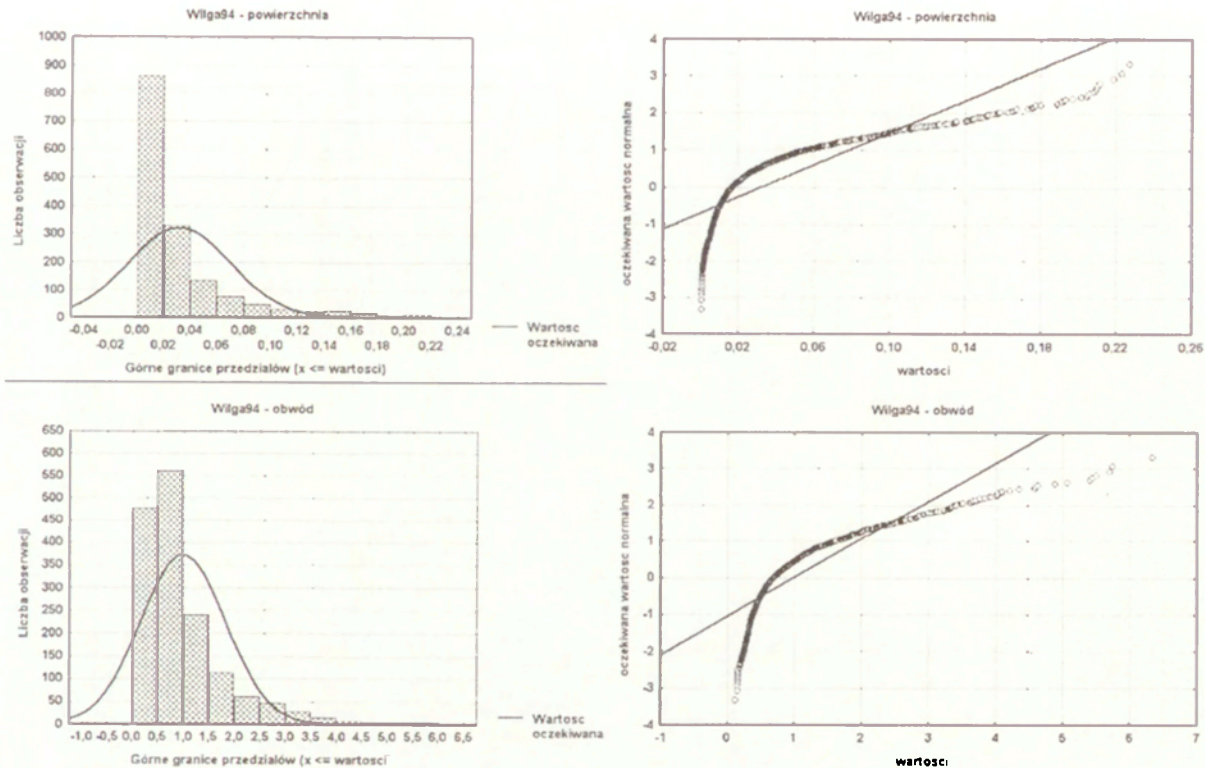
Ryc. 21. Histogramy frekwencji i wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni i obwodu płatów roślinności na poligonie "Krasnystaw". Jednostki długości i powierzchni umowne.

Fig. 21. Frequency histogram and expected normal values of patches surface and perimeter on the "Krasnystaw" test area. Length and area units are conventional. Powierzchnia – area; obwód – perimeter; Liczba obserwacji – number of observations; Górne granice przedziałów – upper boundaries; Wartość oczekiwana – expected normal; oczekiwana wartość normalna – expected normal value; wartości – value.



Ryc. 22. Histogramy frekwencji i wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni i obwodu płatów roślinności na poligonie “Świecie”. Jednostki długości i powierzchni umowne.

Fig. 22. Frequency histogram and expected normal values of patches surface and perimeter on the “Świecie” test area. Length and area units are conventional. Powierzchnia – area; obwód – perimeter; Liczba obserwacji – number of observations; Górne granice przedziałów – upper boundaries; Wartość oczekiwana – expected normal; oczekiwana wartość normalna – expected normal value; wartości – value.



Ryc. 23. Histogramy frekwencji i wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni i obwodu płatów roślinności na poligonie “Wilga”. Jednostki długości i powierzchni umowne.

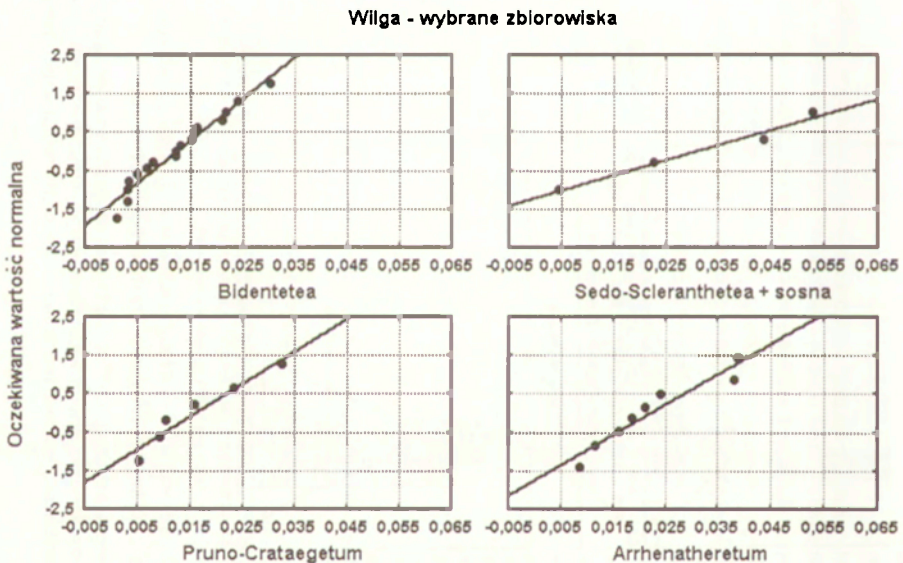
Fig. 23. Frequency histogram and expected normal values of patches surface and perimeter on the “Wilga” test area. Length and area units are conventional. Powierzchnia – area; obwód – perimeter; Liczba obserwacji – number of observations; Górne granice przedziałów – upper boundaries; Wartość oczekiwana – expected normal; oczekiwana wartość normalna – expected normal value; wartości – value.

5.3.7. ZRÓŻNICOWANIE WYMIARÓW PŁATÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "WILGA"

Na obszarze modelowym "Wilga" najmniejszy płat wyróżniony na mapie roślinności rzeczywistej ma powierzchnię ok. 50 m², natomiast największy – ok. 11 km². Płaty małe, o powierzchni nie większej niż 1 ha, stanowią ok. 32% ogólnej liczby płatów (552 powierzchnie).

Minimalny obwód płatów wynosi ok. 40 m, a obwód maksymalny około 94 km. Prawie 33% płatów (563 powierzchnie) charakteryzuje się obwodem krótszym niż 500 m.

Rozkład wartości obu charakterystyk (powierzchni i obwodu) jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego (ryc. 23). Niemniej jednak występują typy zbiorowisk, charakteryzujące się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Do tej grupy należą m.in. *Tilio-Carpinetum typicum*, las nieoznaczony z brzozą i osiką, *Pruno-Crataegetum*, *Ribo-Alnetum*, *Salicetum pentandro-cinereae*, *Arrhenatheretum*, murawa piaszkowa z klasy *Sedo-Scleranthetea* z młodą sosną oraz jednostki oznaczone na mapie jako *Calthion* i *Bidentetea* (ryc. 24).



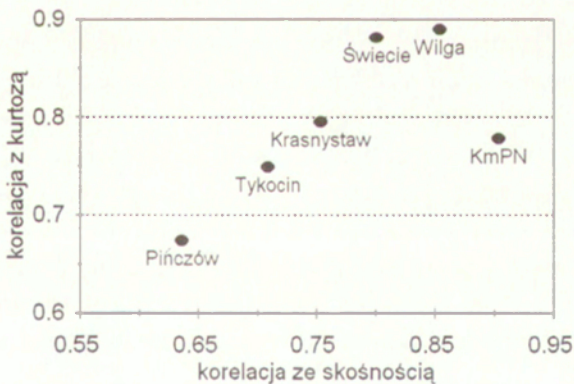
Ryc. 24. Wartości oczekiwane (przy założeniu rozkładu normalnego) powierzchni płatów wybranych zbiorowisk obszaru "Wilga", charakteryzujących się rozkładem wielkości zbliżonym do normalnego. Jednostki powierzchni umowne.

Fig. 24. Expected values of patches surface for chosen vegetation types on the "Wilga" test area, characterised by the most normal size distribution. Area units are conventional.

5.3.8. OGÓLNE PRAWIDŁOWOŚCI DOTYCZĄCE ZRÓŻNICOWANIA ROZMIARÓW PŁATÓW

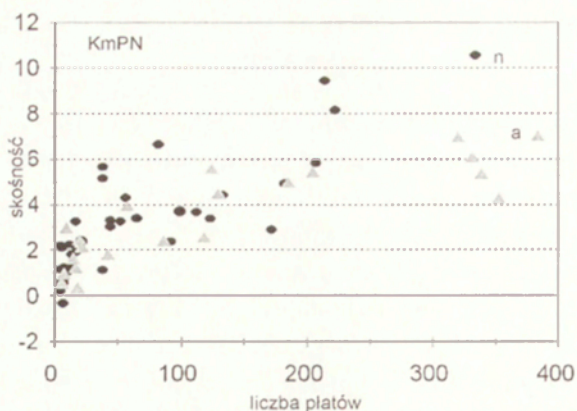
Na analizowanych powierzchniach testowych rozkład wielkości powierzchni i obwodów płatów wszystkich zbiorowisk ujmowanych łącznie jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego. W przypadku natomiast konkretnych typów zbiorowisk rozkład wielkości płatów silnie zależy od ich liczebności; gdy zbiorowisko jest reprezentowane przez niewielką liczbę płatów to częściej rozkład jest zbliżony do normalnego, co przejawia się niższymi wartościami wskaźnika skośności i kurtozy. Korelacja liniowa między tymi wskaźnikami a liczbą płatów reprezentujących określony typ zbiorowiska jest bardzo wysoka i – dla analizowanych obszarów – mieści się w przedziale od 0,636 do 0,904 (dla zależności liczba płatów – skośność) oraz od 0,674 do 0,889 (dla zależności liczba płatów – kurtoza) (ryc. 25).

Brak ogólnej zgodności rzeczywistych rozkładów wielkości płatów z teoretycznym rozkładem normalnym był przyczyną poszukiwań innych możliwości formalnego opisu. Zagadnieniem tym zajmowali się m.in. C. Liu i L. Chen (1999), którzy do opisu zróżnicowania wielkości płatów zastosowali kilka modeli rozkładu prawdopodobieństwa (gamma, odwrotnie wykładniczy, lognormalny, Weibulla oraz normalny). Z ich analizy, przeprowadzonej dla 72 podstawowych typów płatów roślinnych połączonych w 6 grup, wynika, że prawie wszystkie typy podstawowe oraz wszystkie wyższego rzędu charakteryzują się rozkładem jednoskośnym. Również żadna z pozostałych funkcji rozkładu prawdopodobieństwa nie opisywała dobrze wszystkich rzeczywistych rozkładów, a jedynie ich część.



Ryc. 25. Współczynniki korelacji liniowej dla zależności liczba płatów – skośność i zależności liczba płatów – kurtoza na analizowanych powierzchniach testowych.

Fig. 25. Correlation coefficients of dependencies: number of patches – skewness and number of patches – kurtosis for all test areas.



Ryc. 26. Zróżnicowanie skośności dla zbiorowisk antropogenicznych (a) i naturalnych (n) w zależności od liczby płatów na obszarze testowym "KmPN".

Fig. 26. The relation: skewness – number of patches for anthropogenic (a) and natural (n) vegetation types on the "KmPN" test area.

Trzeba podkreślić, że zbiorowiska reprezentowane przez niewielką liczbą płatów najczęściej zajmują bardzo niewielką część analizowanej powierzchni. Dlatego też otrzymane zależności potwierdzają wyniki otrzymane na drodze analizy modeli neutralnych, z których wynika (por.: rozdział 5.2), że jedynie w przypadku bardzo niskich i bardzo wysokich udziałów powierzchniowych skośność i kurtoza przyjmują wartości niskie, świadczące o typie rozkładu zbliżonym do normalnego.

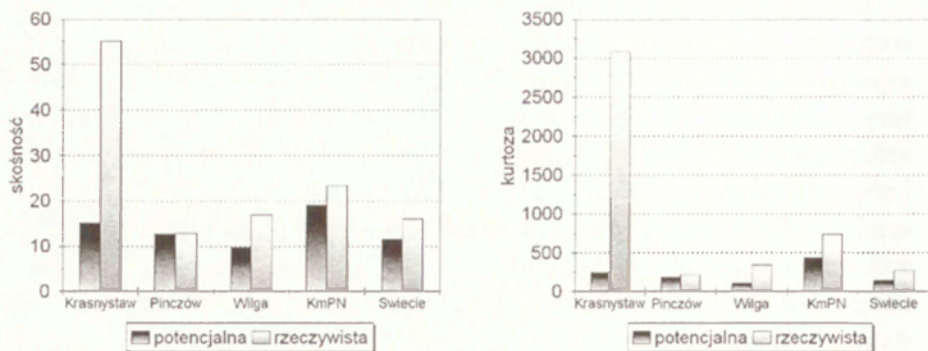
Należy przy tym zauważyć, że otrzymane wskaźniki korelacji są wyraźnie specyficzne dla konkretnych obszarów i nie zależą ani od wyjściowej skali kartowania, ani od wielkości analizowanego terenu.

Wydaje się natomiast, że na zróżnicowanie wielkości powierzchni ma wpływ pochodzenie zbiorowisk oraz ich odkształcenie antropogeniczne. Istnieje mianowicie dość słaba zależność, nie zawsze istotna statystycznie, zgodnie z którą, przy takiej samej liczbie płatów, zbiorowiska antropogeniczne charakteryzują się mniej jednoskośnym rozkładem wielkości powierzchni w porównaniu ze zbiorowiskami naturalnymi i półnaturalnymi (ryc. 26). Podobne wnioski można wysnuć z badań przeprowadzonych w północnej Walii (Gkaraveli i in. 2001). Wynika z nich bowiem, że płaty zarośli wtórnego pochodzenia są relatywnie najmniejsze i charakteryzują się znacznie bardziej wyrównanym rozkładem wielkości i regularnymi kształtami w porównaniu z płatami leśnymi. W obrębie lasów natomiast zbiorowiska liściaste są najsilniej zróżnicowane pod względem kształtu.

Bardzo wysoki udział płatów małych w ogólnej liczbie płatów zbiorowisk o charakterze naturalnym, będący w większości efektem fragmentacji większych jednorodnych powierzchni, jest zgodny z modelem optymalnej struktury przestrzennej krajobrazu R. Formana (1995). Model ten dopuszcza duże różnicowanie średnich wielkości płatów w przypadku konkretnych zbiorowisk i obszarów. Z danych zawartych w tabeli 5 wynika, że każdy z analizowanych typów roślinności ma odmienną charakterystykę przestrzenną na każdym z obszarów testowych. Różnic tych nie można powiązać w sposób bezpośredni ani z całkowitą wielkością analizowanego obszaru, ani ze szczegółowością danych pierwotnych.

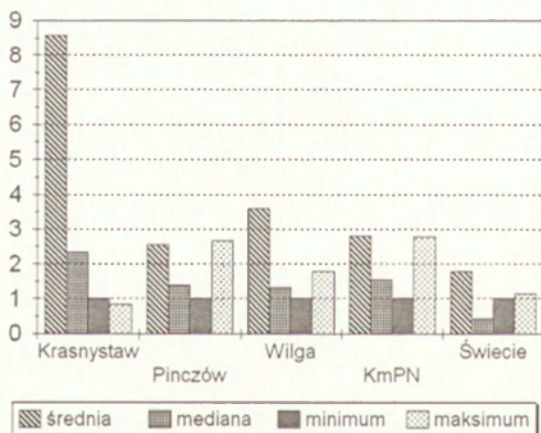
Tabela 5. Wybrane charakterystyki różnicowania powierzchni płatów niektórych typów zbiorowisk na obszarach testowych

Obszary	Średnia (ha)	Współczynnik wariacji (%)	Średnia/mediana
<i>Salici-Populetum</i>			
Wilga	3,87	179,41	2,39
Pińczów	1,41	129,75	2,15
Krasnystaw	0,72	146,69	1,96
Tykocin	0,24	116,45	2,38
KmPN	10,11	216,32	4,32
<i>Tilio-Carpinetum typicum</i>			
Wilga	2,02	69,55	1,08
Pińczów	10,51	168,82	3,48
Krasnystaw	48,83	317,18	43,13
KmPN	6,66	224,18	2,69
<i>Arrhenatheretum</i>			
Wilga	19,52	329,52	6,66
Pińczów	6,09	169,35	1,91
Krasnystaw	2,45	294,28	3,36
KmPN	8,38	283,97	3,42
<i>Circaeo-Alnetum</i>			
Wilga	3,42	147,51	2,38
Pińczów	5,17	218,51	3,17
Krasnystaw	2,07	311,36	3,42
KmPN	7,54	402,24	3,99
<i>Quercu roboris-Pinetum typicum</i>			
Wilga	6,05	146,19	2,53
Pińczów	13,19	115,49	1,89
Krasnystaw	3,14	217,59	5,86
KmPN	35,71	398,69	9,83
<i>Salicetum pentandro-cinereae</i>			
Pińczów	0,86	119,21	1,75
Krasnystaw	0,96	549,17	4,91
Tykocin	0,14	148,31	1,98
KmPN	2,35	192,48	2,55



Ryc. 27. Parametry rozkładu normalnego wielkości płatów dla roślinności potencjalnej i rzeczywistej na obszarach testowych.

Fig. 27. Parameters of normal distribution of patch size of actual vegetation and potential vegetation on test areas. Skośność – skewness, kurtoza – kurtosis, potencjalna – potential vegetation, rzeczywista – actual vegetation.



Ryc. 28. Zmienność podstawowych charakterystyk wielkości płatów roślinności potencjalnej i roślinności rzeczywistej na obszarach testowych. Oś pionowa – stosunek wartości charakterystyki płatów roślinności potencjalnej do wartości charakterystyki płatów roślinności rzeczywistej.

Fig. 28. Variability of the basic characteristics of patch sizes on test areas. Vertical axis: ratio of values for potential vegetation to values for actual vegetation.

Wydaje się także, że najczęściej nie ma bezpośredniego i jednoznaczniego związku ze zróżnicowaniem warunków siedliskowych. Za taką interpretacją przemawia porównanie zróżnicowania wielkości płatów wyróżnianych na podstawie roślinności rzeczywistej z powierzchniami zajęтыми przez określone potencjalne zbiorowiska roślinne. Zarówno w przypadku roślinności potencjalnej jak i rzeczywistej rozkłady wielkości wszystkich płatów łącznie wyraźnie odbiegają od rozkładu normalnego, przy czym dla roślinności rzeczywistej zjawisko to jest – w większości przypadków – znacznie silniej zaznaczone. Jak wynika z danych przedstawionych na rycinie 27 wpływ zróżnicowania siedliskowego na rozkład wielkości płatów jest najsilniejszy w przypadku okolic Pińczowa, a najslabszy w przypadku obszaru testowego “Krasnystaw”.

Interesujące jest, że na wszystkich analizowanych obszarach wpływ zróżnicowania wielkości płatów roślinności potencjalnej rysuje się najsilniej przy określaniu minimalnej wielkości płatów rzeczywistego zbiorowiska roślinnego, natomiast najslabiej wpływa na średnią wielkość płatów. Nie obserwuje się natomiast żadnego powtarzalnego związku w przypadku mediany i maksymalnej wielkości płatów (ryc. 28).

5.4. WPŁYW ZRÓŻNICOWANIA SIEDLISKOWEGO NA ROZMIESZCZENIE ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ – DYNAMICZNE KRĘGI ZBIOROWISK ZASTĘPCZYCH

5.4.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

W poprzednich rozdziałach wykazano, że zróżnicowanie kształtów i wielkości płatów siedlisk odpowiadających zbiorowiskom potencjalnym ma niewielki tylko wpływ na kształty i wielkości płatów roślinności rzeczywistej. Oddzielnym zagadnieniem jest natomiast określenie wpływu zróżnicowania warunków siedliskowych na lokalizację w przestrzeni płatów konkretnych zbiorowisk rzeczywistych. U. Tappeiner i in. (1998) wykazali, że nawet w warunkach ostrych gradientów środowiskowych w Alpach przewidywalność wystąpienia danego typu zbiorowiska (spośród 21 możliwych) na podstawie znajomości danych siedliskowych wynosi 78%. W przypadku 6 typów roślinności prawdopodobieństwo prawidłowej klasyfikacji wynosiło prawie 100%, w przypadku 7 typów od 60 do 80%; dla 6 typów wynosiło od 20 do 50% i jedynie 2 typy interpretowano całkowicie błędnie. Inne wyniki otrzymali B. Pa-

lik i in. (2000). Ich zdaniem rozmieszczenie roślinności rzeczywistej, obejmującej wszystkie typy zbiorowisk jest w zasadzie nieprzewidywalne na podstawie danych siedliskowych, natomiast potencjalny typ trwałego, naturalnego ekosystemu można z dużym prawdopodobieństwem przewidzieć na podstawie danych geologicznych, litologicznych, topograficznych i glebowych. Podobne wyniki otrzymali O. Viedma i J. Melia (1999), którzy wykazali, że największy wpływ (przy tym samym typie podłoża) na typ trwałego ekosystemu wywierają następujące czynniki środowiskowe, które można interpretować wyłącznie na podstawie mapy topograficznej: różnice w usłonecznieniu (ekspozycja), żyzność siedliska (nachylenie stoku) i wilgotność (wysokość nad poziomem morza).

Wspomniany wyżej "typ trwałego ekosystemu" odpowiada pojęciu potencjalnego naturalnego zbiorowiska roślinnego w ujęciu R. Tuxena (1956). Modelowaniem rozmieszczenia roślinności potencjalnej zajmował się L. Tichy (1999). Określał on związki między 10 typami roślinności potencjalnej i czynnikami środowiskowymi interpretowanymi na podstawie mapy topograficznej (wysokość npm, nachylenie i ekspozycja stoków, nasłonecznienie) i mapy geologicznej. Całkowita zgodność modelu z rzeczywistością (mierzona liczbą komórek modelu rastrowego, w których występujący typ roślinności potencjalnej jest zgodny z przewidywaniami) wyniosła 56,8%, natomiast średnia zgodność dla poszczególnych typów roślinności potencjalnej – tylko 39,4%. Wprowadzenie do modelu wiosennej mapy fenologicznej jako zmiennej objaśniającej lokalną zmienność klimatyczną podniosło całkowitą zgodność modelu z rzeczywistością do 62,6%, natomiast średnią zgodność dla poszczególnych typów zbiorowisk do 50,5%.

Jak widać z powyższych przykładów, wpływ warunków siedliskowych na rozmieszczenie zarówno roślinności rzeczywistej, jak i potencjalnej jest – w większości analizowanych przypadków – bardzo silny, ale różny na różnych obszarach i nie determinuje całkowicie sposobu rozmieszczenia poszczególnych typów zbiorowisk. Co więcej, jednoznaczność przyporządkowania roślinności rzeczywistej do określonych zbiorowisk potencjalnych jest różna w różnych siedliskach.

Pojawia się więc pytanie, jakiego rodzaju ogólne zależności istnieją między przestrzennym zróżnicowaniem roślinności rzeczywistej i roślinności potencjalnej?

Pomocą do analizy tak postawionego zagadnienia może być koncepcja dynamicznego kręgu zbiorowisk roślinnych. Jak wiadomo dynamiczny krąg zbiorowisk roślinnych obejmuje zestaw wszystkich zbiorowisk występujących

Tabela 6. Dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych na obszarze modelowym "KmPN"

Roślinność rzeczywista	Roślinność potencjalna																
	Salici-Populetum	Sphagno-Alnetum	Ribo nigri-Alnetum	Circae-Alnetum	Ficario-Ulmetum typicum	Ficario-Ulmetum chryso-splenietosum	Tilio-Carpinetum seria żyzna	Tilio-Carpinetum seria uboga	Potentillo albae-Quercetum	Serratulo-Pinetum	Quercus-Pinetum typicum et coryletosum	Peucedano-Pinetum	Leucobryo-Pinetum wariant typowy	Leucobryo-Pinetum w. z Molinia caerulea	Quercus-Pinetum molinietosum	Molinio-Pinetum	Vaccinio uliginosi-Pinetum
Salici-Populetum																	
Salicetum triandro-viminalis																	
Rumici-Alopecuretum																	
Rudbeckio-Solidaginetum																	
Sambuco-Salicion																	
Chenopodion fluviatile																	
Bidention																	
Festuco-Sedetalia kałużowe																	
Phragmition																	
Magnocaricion																	
Sphagno-Alnetum																	
Scheuchzerietalia palustris																	
Ribo nigri-Alnetum																	
Carici-Agrostietum caninae																	
Nardo-Galium saxatilis																	
Epilobio-Juncetum effusi																	
Salicetum pentandro-cinereae																	
Eupatorietum cannabini																	
Calthion z Deschampsia caespitosa																	
Circae-Alnetum																	
Calthion kałużowy																	
Molinion kałużowy																	
Junco-Molinietum																	
Molinietum medioeuropaeum																	
Molinion z Cirsium arvense																	
Molinion z Deschampsia caespitosa																	
Filipendulo-Petasition																	
Scirpetum silvatici																	
Przejściowe między Molinion i Caricion fuscae																	
Senecion fluviatilis kałużowy																	
Cirsio-Polygonetum																	
Przejściowe między Arrhenatheretalia i Molinietalia																	
Ficario-Ulmetum typicum																	
zabudowa wiejska																	
Lolio-Cynosuretum																	
Eu-Arction																	
Lolio-Plantaginetum																	
Arrhenatherion z dominacją Cirsium arvense																	
Arrhenatherion z dominacją Deschampsia caespitosa																	
Arrhenatheretum elatioris postać typowa																	
sady																	
Arrhenatherion kałużowy																	
Aphanion z Oxalido-Chenopodietum																	
Vicetum tetraspermae typicum																	
zbiorowisko ugoru z Erigeron																	
Tilio-Carpinetum postać wilgotna																	
Zb. z klasy Quercus-Fagetea z dominacją Alnus glutinosa																	
Przejściowe między Arrhenatherion i Cynosurion																	
Zb. z klasy Quercus-Fagetea z dominacją Pinus sylvestris																	
Zb. z klasy Quercus-Fagetea z dominacją Quercus rubra																	
Zbirowisko z dominacją Agropyron repens																	
Tilio-Carpinetum postaci świeże i suche																	
Arrhenatherion elatioris z Armeria elongata																	
Arrhenatherion z elementami Sedo-Scleranthetea																	
Pruno-Crataegetum																	
Onopordion																	
Arnoserdion																	
Senecioni-Tussilaginetum																	
Potentillo albae-Quercetum																	
Serratulo-Pinetum																	
Zbirowiska nieokreślone ze związku Dicrano-Pinion																	
Epilobio-Senecionetum silvatici																	
Spergulo-Corynephorietum																	
Armerion elongatae																	
Quercus roboris-Pinetum typicum et coryletosum																	
Calluno-Ulicetalia z Salix arenaria																	
Calluno-Ulicetalia z Sarothamnus scoparius																	
Zbirowiska kałużowe ze związku Sisymbrian																	
Festuco psammophilae-Koelerietum glaucae																	
Arctostaphylo-Callunetum																	
Peucedano-Pinetum																	
Cladonio-Pinetum																	
Leucobryo-Pinetum wariant typowy																	
Leucobryo-Pinetum wariant z Molinia caerulea																	
Quercus roboris-Pinetum molinietosum																	
Calluno-Ulicetalia z Molinia caerulea																	
Molinio-Pinetum																	
Vaccinio uliginosi-Pinetum																	

Tabela 7. Dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych na obszarze modelowym "Pinczów"

Roślinność rzeczywista	Roślinność potencjalna										
	Ribo-Alnetum	Circaeo-Alnetum	Salici-Populetum	Ficario-Ulmetum (typ. et chr.)	Tilio-Carpinetum seria uboga	Tilio-Carpinetum seria żyzna	Quercetalia pubescentis	Quercus roboris-Pinetum	Leucobryo-Pinetum	Festucetalia valesiacae	Molinio-Pinetum
<i>Ribo nigri-Alnetum</i>											
<i>Typhetum angustifoliae</i> oraz <i>Typhetum latifoliae</i>											
<i>Caricetum elatae</i>											
<i>Scirpetum tabaernemontani</i>											
<i>Caricetum paniculatae</i>											
<i>Caricetum acutiformis</i>											
<i>Eleocharitetum palustris</i>											
<i>Phragmitetum</i>											
<i>Salicetum pentandro-cinereae</i>											
<i>Circaeo-Alnetum</i>											
<i>Glycerietum maximae</i>											
<i>Caricetum gracilis phragmitetosum</i>											
<i>Caricetum gracilis caricetosum nigrae</i>											
<i>Caricetum gracilis typicum</i>											
<i>Carici-Agrostietum caninae</i>											
zbiorowisko <i>Eriphorum latifolium-Carex dioica</i>											
<i>Molinietum medioeuropaeum</i>											
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>											
<i>Epilobio-Juncetum effusi</i>											
<i>Lolio-Cynosuretum</i>											
<i>Salici-Populetum</i>											
<i>Salicetum triandro-viminalis</i>											
Zbiorowisko <i>Trifolium arvense-Elymus repens</i>											
<i>Arnoserdion</i>											
<i>Diantho-Armerietum</i>											
<i>Nardo-Galion saxatilis</i>											
młodnik sosnowy <i>Dicrano-Pinion</i>											
<i>Arrhenatheretum typicum</i>											
<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z <i>Dactylis glomerata</i>											
Zbiorowisko <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i> wariant typowy											
<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z <i>Lathyrus palustris</i>											
Zbiorowisko <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i> wariant z <i>Carex nigra</i>											
<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z <i>Cerastium arvense</i>											
przełajkiowe między <i>Cirsium-Polygonetum</i> i zbiorowiskiem <i>Cirsium canum-C. rivulare</i>											
<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>											
<i>Chaerophylletum bulbosi</i>											
<i>Vicetum tetraspermae typicum</i>											
zabudowa wiejska											
zabudowa miejska											
sady											
<i>Tilio-Carpinetum</i> wariant z <i>Crataegus monogyna</i>											
przełajkiowe między <i>Aphanion</i> i <i>Caucalidion</i>											
Zbiorowisko <i>Robinia pseudacacia-Bromus secalinus</i>											
<i>Tilio-Carpinetum</i> wariant regeneracyjny											
<i>Vicetum tetraspermae consolidetosum</i>											
<i>Arrhenatheretum plantaginetosum mediae</i>											
<i>Pruno-Crataegetum</i> wariant z <i>Poa nemoralis</i>											
Zbiorowisko <i>Larix decidua-Knautia arvensis</i>											
<i>Arrhenatheretum centauretosum rhenanii</i>											
<i>Tilio-Carpinetum</i> wariant z <i>Paris quadrifolia</i>											
Zbiorowisko <i>Larix decidua-Astragalus glycyphyllos</i>											
Zbiorowisko <i>Corylus avellana-Fragaria vesca</i>											
Zbiorowisko <i>Acer platanoides-Brachypodium pinnatum</i>											
Zbiorowisko <i>Alnus glutinosa-Urtica dioica</i>											
<i>Caucalido-Scandicetum</i>											
Zbiorowisko <i>Quercus petraea-Melittis melissophyllum</i>											
Zbiorowisko z <i>Lycium barbarum</i>											
<i>Thalictro-Salvietum pratensis</i>											
<i>Pruno-Crataegetum</i> wariant z <i>Agrimonia eupatoria</i>											
Zbiorowisko z <i>Rubus plicatus</i>											
Zbiorowisko <i>Brachypodium pinnatum-Adonis vernalis</i>											
Zbiorowisko <i>Pastinaca sativa-Hypericum perforatum</i>											
Zbiorowisko z <i>Calamagrostis epigejos</i>											
Zbiorowisko <i>Pinus silvestris-Adonis vernalis</i>											
<i>Prunion fruticosae</i>											
<i>Festuco-Koelerietum glaucae</i>											
<i>Spergulo-Corynephorum</i>											
Zbiorowisko kadłubowe ze związku <i>Cirsio-Brachypodium pinnati</i>											
<i>Inuletum ensifoliae</i> wariant z <i>Seseli annuum</i> i typowy											
<i>Quercus roboris-Pinetum</i>											
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Festuca psammophila</i> i <i>Pinus silvestris</i>											
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Rubus plicatus</i>											
<i>Sambuco-Salicion</i>											
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Festuca psammophila</i> i <i>Betula pendula</i>											
<i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i>											
<i>Inuletum ensifoliae</i> wariant z <i>Brachypodium pinnatum</i>											
<i>Senecioni-Tussilaginetum</i>											
<i>Seslerio-Scorzoneretum</i>											
<i>Sisymbrio-Stipetum capillatae</i>											
<i>Molinio-Pinetum</i> wariant zdegradowany											

Tabela 8. Dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych na obszarze modelowym "Krasnystaw"

Roślinność rzeczywista	Roślinność potencjalna							
	Ribo-Alnetum	Circaeo-Alnetum	Salici-Populetum	Ficario-Ulmetum (typ. et chr.)	Tilio-Carpinetum (razem)	Quercu-Pinetum	Leucobryo-Pinetum	Quercu-Pinetum molinietosum
<i>Typhetum latifoliae</i>								
<i>Scirpetum lacustris</i>								
<i>Isoeto-Nanojuncetea</i>								
<i>Caricetum elatae</i>								
<i>Carici-Agrostietum caninae</i>								
<i>Ribo-Alnetum</i>								
<i>Thelypteridi-Phragmitetum</i>								
<i>Tanaceto-Artemisietum</i>								
<i>Magnocaricon</i> kadłubowy								
<i>Phragmitetum</i> , dobrze wykształcone								
<i>Glycerietum maximae</i>								
<i>Caricetum gracilis</i>								
<i>Phragmitetum</i> , przesuszone, z udziałem gatunków <i>Eu-Arction</i>								
<i>Phragmitetum</i> , przesuszone z elementami <i>Molinietalia</i>								
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>								
<i>Salicetum pentando-cinereae</i>								
<i>Cirsietum rivularis</i> , dobrze wykształcone								
<i>Calthion</i> z <i>Deschampsia caespitosa</i>								
<i>Caricetum paniculatae</i>								
<i>Scirpetum silvatici</i>								
<i>Epilobio-Juncetum effusi</i>								
<i>Sparganio-Glycerietum fluitantis</i>								
<i>Filipendulo-Petasition</i>								
<i>Circaeo-Alnetum</i> , postać dojrzała								
<i>Circaeo-Alnetum</i> , postać młodociana								
<i>Rumici-Alopecuretum</i>								
<i>Arrhenatheretum</i> , dobrze wykształcone								
<i>Lolio-Cynosuretum</i> , dobrze wykształcone								
<i>Arrhenatheretum</i> , siane z dominacją <i>Dactylis glomerata</i>								
<i>Cirsio-Polygonetum</i>								
Zbiorowisko z <i>Lathyrus palustris</i>								
<i>Cirsietum rivularis</i> , z udziałem <i>Dactylis glomerata</i>								
<i>Cirsietum rivularis</i> , z udziałem <i>Carex gracilis</i>								
<i>Lolio-Cynosuretum</i> z drzewami								
<i>Vicetum tetraspermae typicum</i>								
<i>Salicetum triandro-viminalis</i>								
<i>Salici-Populetum</i> postać zdegradowana								
<i>Pruno-Crataegetum</i>								
<i>Vicetum tetraspermae sperguletosum</i>								
zabudowa wiejska								
sady w kompleksie z <i>Arrhenatheretalia</i>								
Zbiorowisko z <i>Caltha palustris</i>								
<i>Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum</i>								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać typowa								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać wybitnie sucha								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać wilgotna								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać regeneracyjna z młodym grabem								
sady w kompleksie z <i>Chenopodietea</i>								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać zdegradowana								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać regeneracyjna z młodą sosną								
<i>Robinetum</i>								
<i>Tilio-Carpinetum</i> , postać degeneracyjna z modrzewiem								
<i>Vicetum tetraspermae consolidetosum</i>								
zabudowa przemysłowa								
<i>Onopordion</i>								
<i>Arrhenatheretum</i> , z elementami <i>Sedo-Scleranthetea</i>								
<i>Eu-Arction</i>								
zabudowa miejska								
<i>Diantho-Armerietum</i>								
<i>Rubo-Salicetum</i>								
Zbiorowisko z <i>Calamagrostis epigejos</i>								
<i>Quercu-Pinetum</i> , z <i>Sambucus</i> i <i>Rubus</i>								
<i>Quercu-Pinetum</i> typicum								
<i>Festuco-Sedetalia</i> kadłubowe								
<i>Lolio-Cynosuretum</i> z <i>Lolium multiflorum</i>								
<i>Arrhenatheretum</i> , z elementami <i>Festuco-Brometea</i>								
<i>Spergulo-Corynephorretum</i>								
<i>Quercu-Pinetum</i> , postać z Betula								
<i>Quercu-Pinetum</i> , młodniki sosnowe								
<i>Arnoseridion</i>								
<i>Sisymbrietum sophiae</i>								
<i>Leucobryo-Pinetum</i>								
<i>Quercu-Pinetum molinietosum</i>								

Tabela 9. Dynamiczne kregi zbiorowisk zastępczych na obszarze modelowym "Świecie"

Roślinność rzeczywista	Roślinność potencjalna							
	<i>Circaeo-Alnetum</i>	<i>Ribo-Alnetum</i>	<i>Salici-Populetum</i>	<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	<i>Tilio-Carpinetum seria uboga</i>	<i>Quercu-Pinetum typicum</i>	<i>Tilio-Carpinetum seria żyzna</i>	<i>Violo-Ulmetum</i>
<i>Circaeo-Alnetum</i>	■							
<i>Salicetum pentandro-cinereae</i>	■	■						
<i>Calthion</i>	■			■				
<i>Phragmition</i>	■	■	■					
las nieoznaczony (olcha)		■		■				
<i>Ribo-Alnetum</i>		■						
<i>Magnocaricion</i>		■						
las nieoznaczony (topola)			■					
Zbiorowisko <i>Eryngium planum-Calamagrostis epigejos</i>			■					
<i>Salici-Populetum</i>			■					
<i>Rumici-Alopecuretum</i>								
<i>Salicetum triandro-viminalis</i>			■					
<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>				■				
<i>Aphanion z Oxalido-Chenopodietum</i>								
sady							■	
las nieoznaczony (młodnik sosnowy)							■	
zabudowa wiejska				■			■	
las nieoznaczony (dragowina sosnowa)					■			
<i>Armerion</i>								
<i>Arnosericidion</i>								
las nieoznaczony (osika)								
<i>Quercu-Pinetum typicum</i>								
<i>Vicetum tetraspermae typicum</i>					■			
<i>Festuco-Brometea</i>								
<i>Rhamno-Prunetea</i>								
<i>Tilio-Carpinetum seria żyzna</i>							■	
<i>Arrhenatherion</i>								■
<i>Violo-Ulmetum</i>								■

Tabela 10. Dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych na obszarze modelowym "Wilga"

Roślinność rzeczywista	Roślinność potencjalna												
	<i>Ribo-Alnetum</i>	<i>Salici-Populetum</i>	<i>Circaeo-Alnetum</i>	<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	<i>Tilio-Carpinetum ubogie</i>	<i>Tilio-Carpinetum typicum</i>	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>	<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant typowy	<i>Tilio-Carpinetum</i> wilgotne	<i>Potentillo-Quercetum</i>	<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Molinia</i>	<i>Quercus-Pinetum molinietosum</i>	<i>Tilio-Carpinetum</i> postać ciepła
<i>Caricetum vesicariae</i>													
<i>Typhetum latifoliae</i>													
<i>Ribo-Alnetum</i>													
<i>Typhetum angustifoliae</i>													
<i>Salicetum pentandro-cinereae</i>													
<i>Glycerietum maximae</i>													
<i>Magnocaricion</i> kadtubowy													
<i>Phragmitetum</i>													
<i>Rumici-Alopecuretum</i>													
<i>Salicetum triandro-viminalis</i>													
las nieoznaczony (sosna i brzoza)													
las nieoznaczony (brzoza i osika)													
<i>Salici-Populetum</i>													
<i>Chenopodion fluviatile</i>													
<i>Rumici-Alopecuretum</i> z drzewami													
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>													
<i>Rudbeckio-Solidaginetum</i>													
<i>Arrhenatherion</i> z <i>Salix</i>													
<i>Calthion</i> z <i>Deschampsia caespitosa</i>													
<i>Tanaceto-Artemisietum</i>													
<i>Robinetum</i>													
<i>Onopordion</i>													
las nieoznaczony (dragowina sosnowa)													
<i>Spergulo-Corynephorum</i>													
<i>Armerion</i>													
sady													
<i>Cynosurion</i>													
<i>Arrhenatherion</i> z elementami <i>Sedo-Scleranthetea</i>													
<i>Cynosurion</i> z wierzbami													
<i>Arrhenatherion</i>													
<i>Aphanion</i>													
zabudowa wiejska													
<i>Circaeo-Alnetum</i>													
<i>Cirsietum rivularis</i>													
<i>Calthion</i> kadtubowy													
<i>Cirsio-Polygonetum</i>													
<i>Eu-Arction</i>													
<i>Calthion</i> z grupami olszyn													
<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>													
<i>Arrhenatherum</i>													
<i>Tilio-Carpinetum</i> ubogie													
las nieoznaczony (młodnik sosnowy)													
<i>Pruno-Crataegetum</i>													
<i>Arrhenatherion</i> z elementami <i>Festuco-Brometea</i>													
<i>Artemisietea</i> , fragmenty i inne ruderalne													
<i>Tilio-Carpinetum typicum</i>													
<i>Quercus-Pinetum typicum</i>													
<i>Sedo-Scleranthetea</i> i młoda sosna													
<i>Nardo-Callunetea</i>													
zbiorowisko ugoru z <i>Erigeron</i>													
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant typowy													
<i>Sambuco-Salicion</i>													
<i>Tilio-Carpinetum</i> wilgotne													
<i>Potentillo albae-Quercetum</i>													
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Molinia</i>													
<i>Quercus-Pinetum molinietosum</i>													

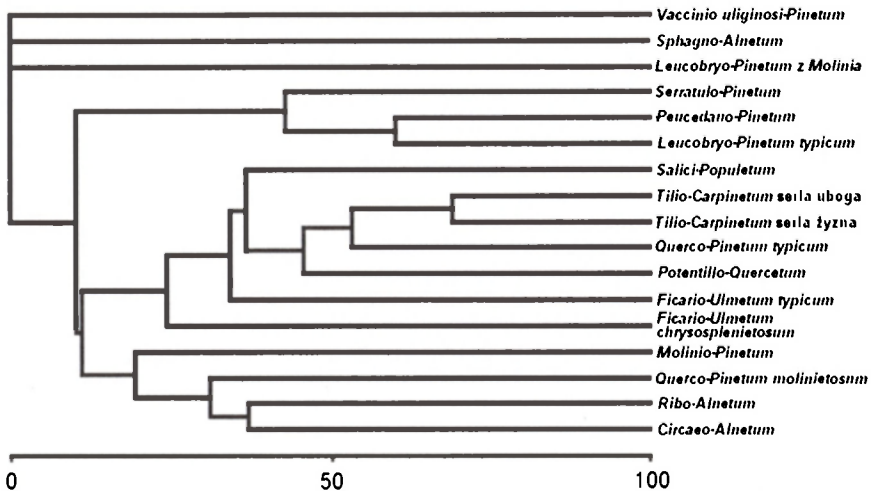
na siedlisku określonego typu. W jego skład wchodzi trwałe, końcowe zbiorowisko naturalne, tożsame z roślinnością potencjalną oraz wszystkie, naturalne i antropogeniczne zbiorowiska zastępcze, połączone ze zbiorowiskiem trwałym związkami dynamiczno-sukcesyjnymi (Schwickerath 1954; Matuszkiewicz J.M., Kozłowska 1981).

Przy takim ujęciu zagadnienia podstawą analizy jest ocena wzajemnego podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych zarówno dla różnych zbiorowisk potencjalnych na tym samym obszarze, jak i dla tych samych – ale na różnych obszarach.

5.4.2. DYNAMICZNE KRĘGI ZBIOROWISK NA OBSZARZE "KMPN"

Spośród 16 typów roślinności potencjalnej dynamiczne kręgi są najliczniejsze na siedliskach: *Circaeo-Alnetum*, *Ficario-Ulmetum*, *Salici-Populetum*, *Quercu-Pinetum* i *Tilio-Carpinetum*, gdzie liczą powyżej 25 typów zbiorowisk zastępczych (tab. 6). Pozostałe typy siedlisk charakteryzują się znacznie uboższymi kręgami, w których liczba zbiorowisk zastępczych nie przekracza piętnastu.

43 typy roślinności z 78 wyróżnionych na mapie związane są tylko z jednym siedliskiem zbiorowiska potencjalnego i w związku z tym należą do jednego dynamicznego kręgu zbiorowisk. Natomiast z dwoma lub trzema



Ryc. 29. Podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych na obszarze "KmPN". Grupowanie metodą Warda na podstawie miary podobieństwa Jaccarda.

Fig. 29. Similarity dendrogram of the dynamic rings of substitute communities on the "KmPN" test area. Clustering by Ward's method on the basis of Jaccard's similarity index.

obszarami siedliskowymi związanych jest 20 typów zbiorowisk. Na czterech lub więcej typach siedliska występuje 15 typów roślinności rzeczywistej. Są to jednak albo jednostki kompleksowe, albo syntaksony wyższej rangi (np. *Eu-Arction*, *Magnocaricion*, *Festuco-Sedetalia*), lub też zbiorowiska występujące w warunkach wyjątkowo wysokiej antropopresji (*Lolio-Cynosuretum* i *Lolio-Plantaginetum*).

Niewiele jest zbiorowisk dobrze wykształconych, a jednocześnie związanych z więcej niż jednym typem zbiorowiska potencjalnego. Do tej grupy należą m.in. *Salicetum pentandro-cinereae*, *Carici-Agrostietum caninae*, *Eupatorietum cannabini*, *Arrhenatheretum*, *Senecioni-Tussilaginetum*, *Epilobio-Senecionetum*, *Spergulo-Corynephoretum* i murawy ze związku *Armerion*.

Roślinność potencjalną, występującą na obszarze "KmPN" można podzielić na kilka grup, w zależności od podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych (ryc. 29). Pierwsza grupa obejmuje ubogie siedliska wilgotne i mokre. Jej trzon stanowi *Circaeo-Alnetum* i *Ribo-Alnetum*, do których nieco podobne pod względem składu kręgów zbiorowisk są: *Molinio-Pinetum* i *Quercu-Pinetum molinietosum*. Druga wyraźna grupa obejmuje zbiorowiska potencjalne na żyznych i średnio żyznych siedliskach. Należą tutaj: *Tilio-Carpinetum*, *Quercu-Pinetum typicum*, oraz – słabiej związane – *Potentillo-Quercetum*, *Ficario-Ulmetum* i *Salici-Populetum*. Za wzajemne podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk dla tych typów siedlisk odpowiada przede wszystkim cała grupa syntaksonów o charakterze antropogenicznym. Trzonem trzeciej grupy są zespoły borowe: *Peucedano-Pinetum* i *Leucobryo-Pinetum* wariant typowy, do których podobne jest *Serratulo-Pinetum*. Pozostałe obszary siedliskowe odpowiadające potencjalnym zbiorowiskom *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, *Sphagno-Alnetum* i *Leucobryo-Pinetum* wariant z *Molinia* charakteryzują się swoistymi zbiorowiskami zastępczymi, nie występującymi na żadnym innym siedlisku.

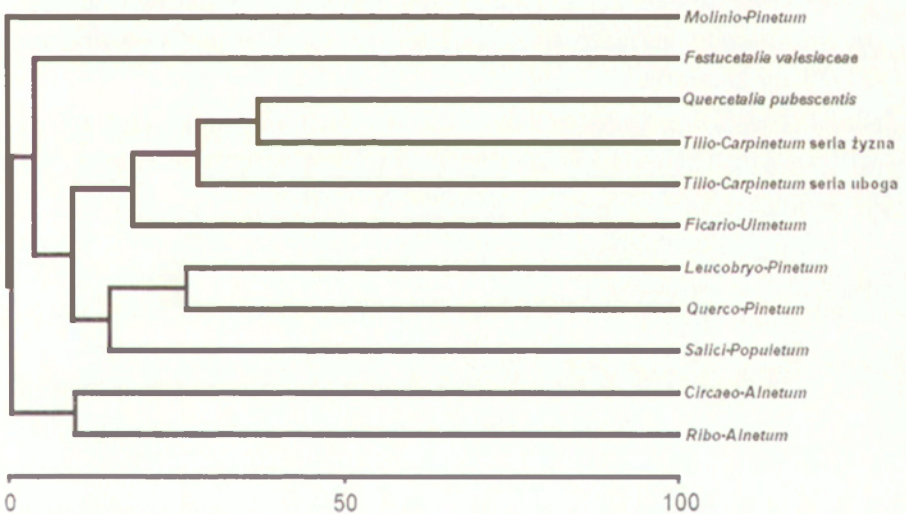
5.4.3. DYNAMICZNE KRĘGI ZBIOROWISK NA OBSZARZE "PIŃCZÓW"

Pośród 11 typów roślinności potencjalnej dynamiczne kręgi są najliczniejsze na siedliskach: *Tilio-Carpinetum* seria żyzna i *Quercetalia pubescentis*, gdzie liczą powyżej 20 typów zbiorowisk zastępczych. Drugą grupę tworzą następujące zbiorowiska potencjalne: *Circaeo-Alnetum*, *Ficario-Ulmetum* i *Tilio-Carpinetum* seria uboga, dla których dynamiczne kręgi obejmują powyżej 10 zbiorowisk. Pozostałe typy siedlisk są uboższe pod względem liczby zbiorowisk zastępczych (tab. 7).

49 typów roślinności rzeczywistej z 81 wyróżnionych na mapie związanych jest z jednym tylko siedliskiem zbiorowiska potencjalnego i w związku z tym należy do jednego dynamicznego kręgu zbiorowisk. Natomiast z dwoma lub trzema obszarami siedliskowymi związanych jest 26 typów zbiorowisk. Na czterech lub więcej typach siedliska występuje 6 typów roślinności rzeczywistej. Są to jednak albo jednostki kompleksowe, albo zbiorowiska występujące w warunkach wysokiej antropopresji (*Lolio-Cynosuretum* i *Lo-lio-Plantaginetum*).

Niewiele jest zbiorowisk dobrze wykształconych, i jednocześnie związanych z więcej niż jednym typem zbiorowiska potencjalnego. Do tej grupy należy m.in. *Arrhenatheretum*, *Festuco-Koelerietum*, *Pruno-Crataegetum* i *Spergulo-Corynephoretum*.

Roślinność potencjalną, występującą na obszarze “Pińczów” można podzielić na kilka grup, w zależności od podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych (ryc. 30). Pierwsza grupa obejmuje *Ribo-Alnetum* i *Circaeo-Alnetum*, a więc zbiorowiska potencjalne występujące na podłożu wilgotnym i mokrym, średnio żyznym, z dużą zawartością substancji organicznej. Druga grupa obejmuje *Leucobryo-Pinetum*, *Quercu-Pinetum* i *Salici-Populetum*, czyli zbiorowiska potencjalne występujące na podłożu piaszczystym. Do grupy trzeciej należy *Tilio-Carpinetum*, *Ficario-Ulmetum* i *Quercetalia pubescentis* – czyli zbiorowiska potencjalne związane z żyznym podłożem drobnoziarnistym. W przypadku tych trzech grup wzajemne podobieństwo



Ryc. 30. Podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych na obszarze “Pińczów”. Grupowanie metodą Warda na podstawie miary podobieństwa Jaccarda.

Fig. 30. Similarity dendrogram of the dynamic rings of substitute communities on the “Pińczów” test area. Clustering by Ward’s method on the basis of Jaccard’s similarity index.

bieństwa między składem dynamicznych kręgów zbiorowisk są stosunkowo niewielkie (znacznie mniejsze niż w przypadku obszaru "KmPN") i warunkowane nie tylko występowaniem zbiorowisk wyraźnie antropogenicznych, ale także obecnością półnaturalnych, związanych z odpowiednim rodzajem podłoża, a będących we wczesnych fazach sukcesji.

Pozostałe dwa typy zbiorowisk potencjalnych (*Molinio-Pinetum* i *Festucetalia valesiacae*) charakteryzują się wyraźnie swoistym składem zestawu zbiorowisk zastępczych.

5.4.4. DYNAMICZNE KRĘGI ZBIOROWISK NA OBSZARZE "KRASNYSTAW"

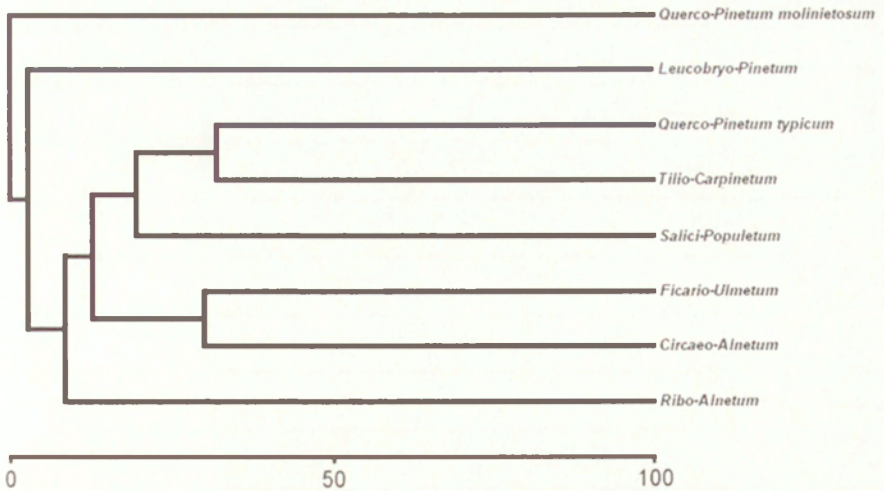
Spośród 8 typów roślinności potencjalnej dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych są najliczniejsze na siedlisku *Tilio-Carpinetum* (ponad 30 zbiorowisk). Drugą grupę tworzą następujące zbiorowiska potencjalne: *Circaeo-Alnetum* i *Quercu-Pinetum*, dla których dynamiczne kręgi obejmują powyżej 20 zbiorowisk. Pozostałe typy siedlisk są uboższe pod względem liczby zbiorowisk zastępczych (tab. 8).

43 typy roślinności rzeczywistej z 73 wyróżnionych na mapie związane są z jednym tylko siedliskiem zbiorowiska potencjalnego i w związku z tym należą do jednego dynamicznego kręgu zbiorowisk. Natomiast z dwoma lub trzema obszarami siedliskowymi związanych jest 26 typów zbiorowisk. Na czterech lub więcej typach siedliska występują 4 typy roślinności rzeczywistej. Są to jednak albo jednostki kompleksowe, albo zbiorowiska występujące w warunkach wyjątkowo wysokiej presji (*Lolio-Cynosuretum* i *Lolio-Plantaginetum*).

Niewiele jest zbiorowisk dobrze wykształconych, a związanych z więcej niż jednym typem zbiorowiska potencjalnego. Do tej grupy należy m.in. *Arrhenatheretum*, *Pruno-Crataegetum* i *Rubo-Salicetum*.

Roślinność potencjalną, występującą na obszarze "Krasnystaw" można podzielić na kilka grup, w zależności od podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych (ryc. 31). Pierwsza grupa obejmuje *Ficario-Ulmetum* i *Circaeo-Alnetum*. Do grupy drugiej należą: *Quercu-Pinetum*, *Tilio-Carpinetum* i – słabiej związane – *Salici-Populetum*. Podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk w obrębie obu tych grup jest wynikiem zbliżonego charakteru użytkowania ziemi.

Pozostałe zbiorowiska potencjalne (*Ribo-Alnetum*, *Leucobryo-Pinetum* i *Quercu-Pinetum molinietosum*) charakteryzują się wyraźnie swoistym składem zestawu zbiorowisk zastępczych.



Ryc. 31. Podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych na obszarze “Krasnystaw”. Grupowanie metodą Warda na podstawie miary podobieństwa Jaccarda.

Fig. 31. Similarity dendrogram of the dynamic rings of substitute communities on the “Krasnystaw” test area. Clustering by Ward’s method on the basis of Jaccard’s similarity index.

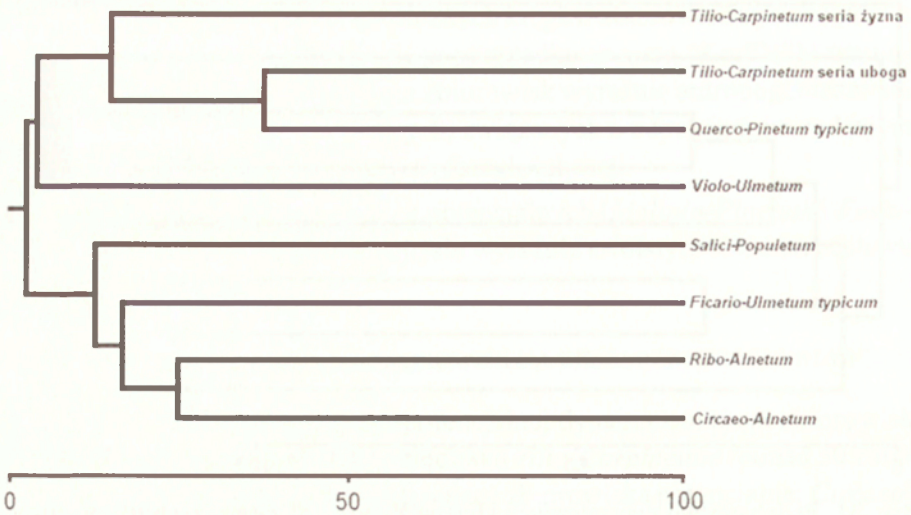
5.4.5. DYNAMICZNE KRĘGI ZBIOROWISK NA OBSZARZE “ŚWIECIE”

Spośród 8 typów roślinności potencjalnej dynamiczny krąg jest najliczniejszy na siedlisku *Ficario-Ulmetum* i obejmuje 9 zbiorowisk zastępczych. Pozostałe typy siedlisk są uboższe pod względem liczby zbiorowisk zastępczych (tab. 9).

19 typów roślinności rzeczywistej z 29 wyróżnionych na mapie związanych jest z jednym tylko siedliskiem zbiorowiska potencjalnego i w związku z tym należy do jednego dynamicznego kręgu zbiorowisk. Natomiast z dwoma lub trzema obszarami siedliskowymi związanych jest 8 typów zbiorowisk. Na czterech typach siedliska występują 2 typy roślinności rzeczywistej (*Phragmition* i *Artemisietea*); są to jednak syntaksony wyższej rangi.

Niewiele jest zbiorowisk dobrze wykształconych, a związanych z więcej niż jednym typem zbiorowiska potencjalnego. Do tej grupy należy m.in. *Salicetum pentandro-cinereae*. Większość jednostek roślinności rzeczywistej, które są związane z więcej niż jednym typem roślinności potencjalnej to zbiorowiska typowo antropogeniczne, o uproszczonym składzie gatunkowym, których powstanie i rozwój są w pełni zależne od działalności człowieka.

Na podstawie podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych roślinność potencjalną, występującą na obszarze “Świecie” można



Ryc. 32. Podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych na obszarze "Świecie". Grupowanie metodą Warda na podstawie miary podobieństwa Jaccarda.

Fig. 32. Similarity dendrogram of the dynamic rings of substitute communities on the "Świecie" test area. Clustering by Ward's method on the basis of Jaccard's similarity index.

podzielić na dwie, słabo wewnątrznie powiązane grupy (ryc. 32). Pierwsza grupa związana jest z dnem doliny Wisły. Jej trzon stanowi *Ribo-Alnetum* i *Circaeo-Alnetum*. Słabiej z tą grupą związane są: *Ficario-Ulmetum* i *Salici-Populetum*. Druga grupa obejmuje pozostałe zbiorowiska potencjalne, występujące przede wszystkim na zboczach doliny i na wierzchołku.

5.4.6. DYNAMICZNE KRĘGI ZBIOROWISK NA OBSZARZE "WILGA"

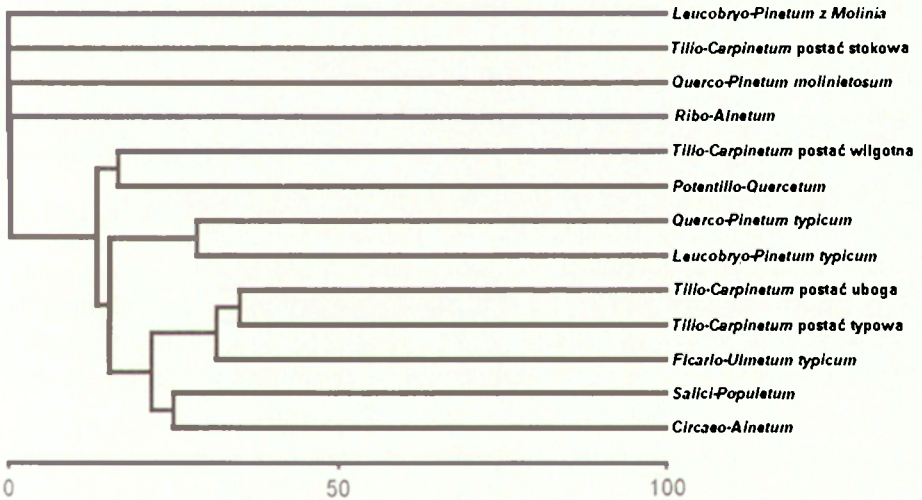
Spośród 13 typów roślinności potencjalnej dynamiczne kręgi zbiorowisk zastępczych są najliczniejsze na siedlisku *Salici-Populetum* (ponad 30 zbiorowisk). Drugą grupę tworzą następujące zbiorowiska potencjalne: *Circaeo-Alnetum*, *Ficario-Ulmetum*, *Tilio-Carpinetum typicum* i *Querco-Pinetum typicum*, dla których dynamiczne kręgi obejmują nie mniej niż po 14 zbiorowisk. Pozostałe typy siedlisk są uboższe pod względem liczby zbiorowisk zastępczych (tab. 10).

27 typów roślinności rzeczywistej z 56 wyróżnionych na mapie związanych jest z jednym tylko siedliskiem zbiorowiska potencjalnego i w związku z tym należy do jednego dynamicznego kręgu zbiorowisk. Natomiast z dwoma lub trzema obszarami siedliskowymi związane są 22 typy zbiorowisk. Na czterech lub więcej typach siedliska występuje 7 typów roślinności rzeczywistej. Są to jednak albo jednostki kompleksowe, albo zbiorowiska wy-

stępujące w warunkach wyjątkowo wysokiej presji (*Lolio-Cynosuretum* i *Lolio-Plantaginetum*).

Niewiele jest zbiorowisk dobrze wykształconych, a związanych z więcej niż jednym typem zbiorowiska potencjalnego. Do tej grupy należy m.in. *Salicetum pentandro-cinereae*, *Pruno-Crataegetum*, *Glycerietum maximae*, *Tanacetum-Artemisietum*, *Spergulo-Corynephoretum* i *Pruno-Crataegetum*.

Na podstawie podobieństwa dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych roślinność potencjalną, występującą na obszarze “Wilga” można podzielić na kilka grup, o zróżnicowanym stopniu powiązań wewnętrznych (ryc. 33). Pierwsza grupa obejmuje *Ficario-Ulmetum* oraz *Tilio-Carpinetum* (seria żyzna i uboga). Drugą grupę – słabo związaną z pierwszą – tworzy *Salici-Populetum* i *Circae-Alnetum*. Do trzeciej grupy należą: *Quercu-Pinetum typicum* i *Leucobryo-Pinetum* wariant typowy. Bardzo słabo zarysowana grupę czwartą tworzą: wilgotna postać *Tilio-Carpinetum* i *Potentillo-Quercetum*. Pozostałe zbiorowiska potencjalne charakteryzują się wyraźnie swoistym składem zestawu zbiorowisk zastępczych.



Ryc. 33. Podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych na obszarze “Wilga”. Grupowanie metodą Warda na podstawie miary podobieństwa Jaccarda.

Fig. 33. Similarity dendrogram of the dynamic rings of substitute communities on the “Wilga” test area. Clustering by Ward’s method on the basis of Jaccard’s similarity index.

5.4.7. OGÓLNE PRAWIDŁOWOŚCI PRZESTRZENNE DYNAMICZNYCH KRĘGÓW ZBIOROWISK

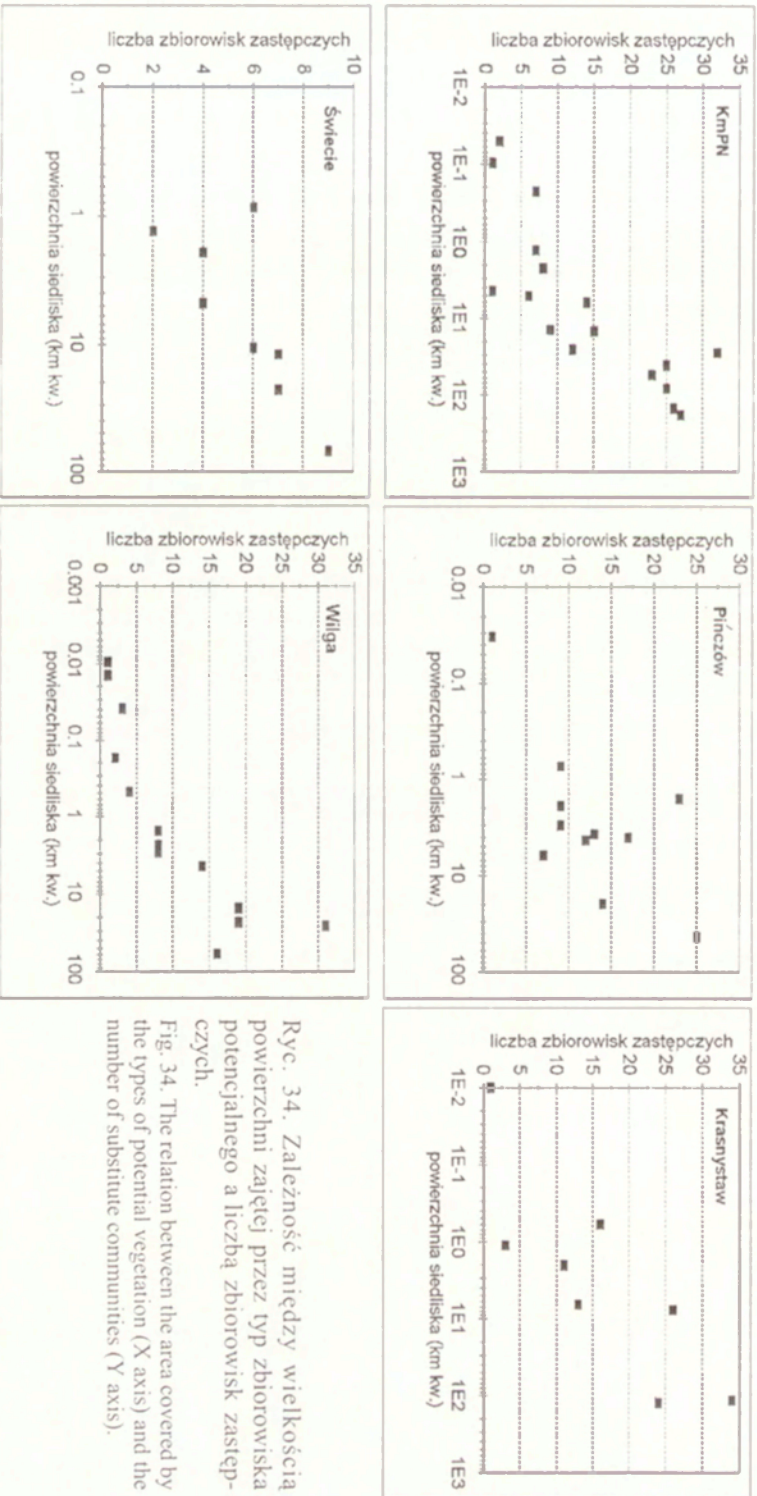
Łączna analiza dynamicznych kręgów zbiorowisk wszystkich obszarów badawczych wskazuje, że na podobieństwo zestawu zbiorowisk zastępczych między poszczególnymi obszarami siedliskowymi (zbiorowiskami potencjalnymi) wpływają przede wszystkim czynniki o charakterze lokalnym. W wielu przypadkach wyraźny wpływ ma użytkowanie ziemi, czasem decydujący jest rodzaj substratu glebowego, a czasem geneza siedlisk w sensie geomorfologicznym. Interesujące jest, że na każdym obszarze grupowanie zbiorowisk potencjalnych wg podobieństwa zestawu ich zbiorowisk zastępczych daje odmienne rezultaty; co więcej – nie wyróżniono żadnej wspólnej grupy dla wszystkich obszarów.

Liczba typów roślinności, jaka występuje na poszczególnych siedliskach ma niewątpliwie wpływ na wzajemne podobieństwo dynamicznych kręgów zbiorowisk roślinnych. Wydaje się, że jest ona bezpośrednio zależna od wszechstronności użytkowania danego obszaru, a pośrednio – od jego wielkości oraz wilgotności i żyzności siedlisk.

Okazuje się bowiem, że zachodzi wyraźna zależność między powierzchnią zajęta przez dane siedlisko, a liczbą zbiorowisk zastępczych (ryc. 34). Zależność ta ma charakter nieliniowy i wskazuje na podział dynamicznych kręgów zbiorowisk na dwie grupy. Pierwsza jest związana z siedliskami zajmującymi na danym obszarze co najmniej 5% powierzchni całkowitej. Na takich siedliskach kręgi zbiorowisk są względnie bogatsze w porównaniu z siedliskami grupy drugiej, zajmującymi mniejsze powierzchnie.

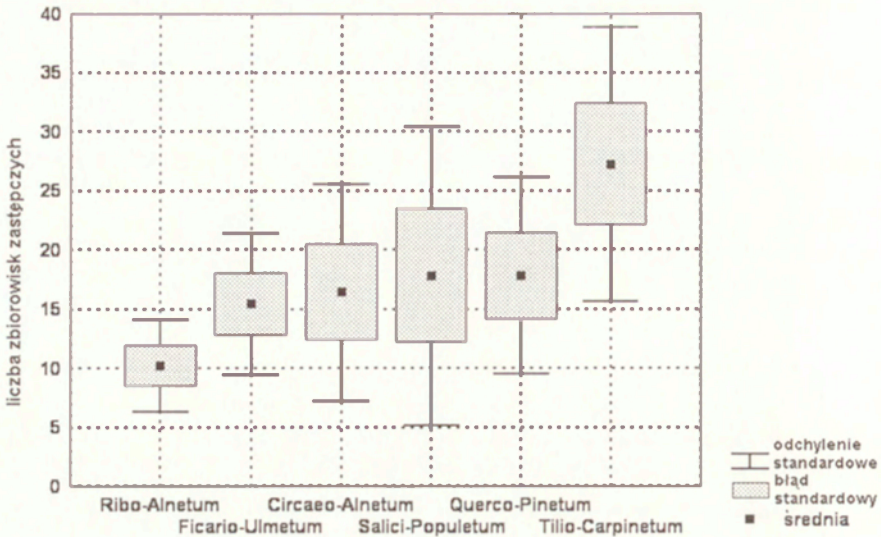
Zależność ta ma – jak się wydaje – charakter powszechny i nie jest związana z konkretnym typem zbiorowiska potencjalnego. Stąd np. dynamiczny krąg zbiorowisk zastępczych na siedlisku *Tilio-Carpinetum* serii ubogiej liczy w gminie Łomianki co najmniej 26 wąsko ujętych fitocenonów (z czego większość wchodzi w skład drobnopowierzchniowych kompleksów mozaikowych), a w rejonie wsi Komorów tylko 7 (Solon 1994b).

Łączna analiza wszystkich obszarów testowych wskazuje, że powszechnie występujące (tzn. takie, które są obecne na wszystkich obszarach) zbiorowiska potencjalne można podzielić na trzy grupy pod względem liczebności dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych (ryc. 35). Pierwsza grupa obejmuje jedynie *Tilio-Carpinetum*, do drugiej grupy wchodzi jedynie *Ribio-Alnetum*, na trzecią składają się: *Ficario-Ulmetum*, *Circaeo-Alnetum*, *Salici-Populetum* i *Quercu-Pinetum*. Grupy te różnią się zarówno pod względem liczby zbiorowisk zastępczych, jak i warunków siedliskowych, w tym szczególnie wilgotności i żyzności podłoża.



Ryc. 34. Zależność między wielkością powierzchni zajętej przez typ zbiorowiska potencjalnego a liczbą zbiorowisk zastępczych.

Fig. 34. The relation between the area covered by the types of potential vegetation (X axis) and the number of substitute communities (Y axis).



Ryc. 35. Zmienność liczby zbiorowisk zastępczych dla wybranych typów roślinności potencjalnej.

Fig. 35. The variation of the number of substitute communities for chosen types of potential vegetation. Liczba zbiorowisk zastępczych – the number of substitute communities, odchylenie standardowe – standard deviation, błąd standardowy – standard error, średnia – mean.

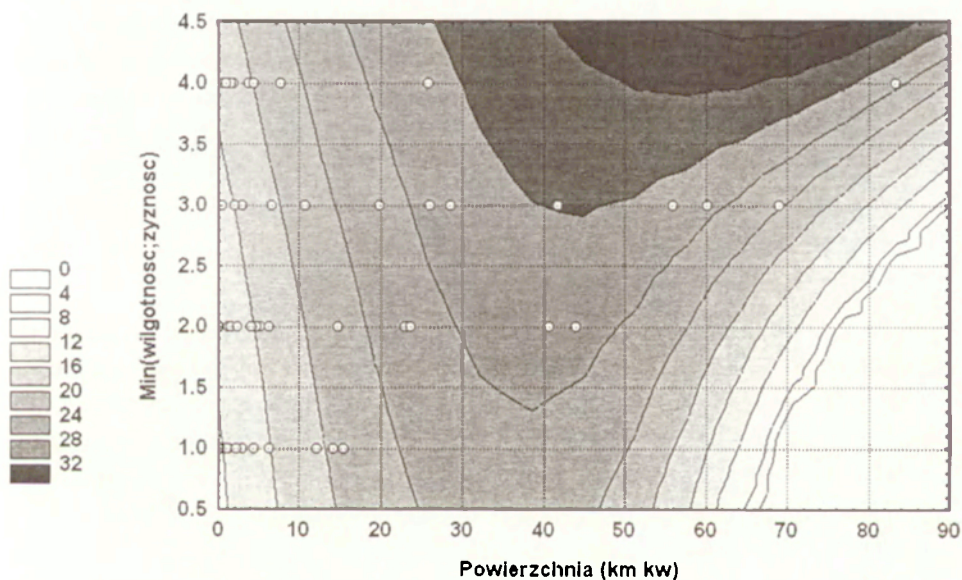
Szczególnie interesujący jest łączny wpływ wielkości powierzchni zajmowanej przez określone zbiorowisko potencjalne i jego wilgotności i żyzności na liczbę zbiorowisk zastępczych (ryc. 36). Okazuje się bowiem że powiązania te są bardzo zróżnicowane; z jednej strony, w określonych przedziałach wielkości powierzchni liczba zbiorowisk rośnie wraz ze wzrostem żyzności, a z drugiej maleje wraz ze wzrostem wilgotności. Korelacje liniowe między liczbą zbiorowisk zastępczych a kolejno: powierzchnią, żyznością, wilgotnością i wartością MIN(żyzność;wilgotność) wynoszą odpowiednio: 0,587; 0,338; -0,029 i 0,339.

Jak wynika z przeprowadzonej analizy, na możliwości poprawnej interpretacji roślinności rzeczywistej na podstawie zróżnicowania warunków abiotycznych wpływa cały szereg czynników oddziałujących w różnych skalach, z różnym natężeniem i o różnym stopniu wzajemnych powiązań. Wszystko to razem powoduje, że obserwujemy trudno przewidywalny, zbliżony do losowego, obraz rozmieszczenia płatów w przestrzeni.

Z drugiej jednak strony, istniejące i mierzalne powiązania konkretnych typów roślinności z konkretnym zestawem warunków abiotycznych potwierdza często wyrażany pogląd (por.: Phillips i in. 1996), że struktura przestrzena roślinności nie ma charakteru losowego (co postulował m.in. Gardner

(1999)), lecz charakteryzuje się tzw. deterministycznym chaosem, czyli zmiennością pseudolosową, wywoływaną czynnikami nieobserwowalnymi lub niemierzalnymi.

Pytanie, który z typów modeli jest bardziej adekwatny do opisu rzeczywistości, pozostaje na razie bez odpowiedzi. Technika, która być może ułatwi dalsze analizy jest stosowanie hierarchicznych rastrowych modeli neutralnych, w których wykorzystuje się odmienne tablice prawdopodobieństw, różne reguły sąsiedztwa oraz zróżnicowane macierze przejść Markowa dla różnych poziomów organizacji hierarchicznej, odpowiadającej różnej rozdzielczości mapy (Johnson i in. 1999a; Patil, Taillie 2001). W otrzymanych w ten sposób modelach neutralnych poziomy mniej szczegółowe mogą odpowiadać zróżnicowaniu siedliskowemu, pośrednie – użytkowaniu ziemi, a bardziej szczegółowe – roślinności rzeczywistej.



Ryc. 36. Związek między liczbą zbiorowisk zastępczych a wilgotnością i żyznością oraz powierzchnią siedlisk. Białe punkty na wykresie obrazują położenie danych rzeczywistych. Natężenie stopnia szarości odzwierciedla liczbę zbiorowisk zastępczych. Uproszczona, liniowa zależność ma postać:

$$\text{Liczba} = 4,380 + 0,535 \cdot \text{powierzchnia} + 0,202 \cdot \text{MIN}(\text{żyzność}; \text{wilgotność})$$

Fig. 36. The relationship between the number of substitute communities and fertility, moisture and the area occupied by types of potential vegetation. White dots – real data, intensity of grey colour – number of communities. Simplified, linear relationship is as follows: $\text{Number} = 4,380 + 0,535 \cdot \text{area} + 0,202 \cdot \text{MIN}(\text{fertility}; \text{moisture})$. Powierzchnia (km kw.) – area (sq. km).

5.5. KONFIGURACJA PŁATÓW W KRAJOBRAZIE: ANALIZA SĄSIEDZTWA

5.5.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Jednym z elementów analizy struktury przestrzennej jest ocena stopnia losowości konfiguracji płatów w krajobrazie, a w tym – jako jeden z głównych etapów – ocena zróżnicowania struktury sąsiedztwa.

Istnieją dwa główne podejścia do opisu konfiguracji przestrzennej i struktury sąsiedztwa. Pierwsze, bardziej formalne, w którym wszystkie typy granic traktuje się jednakowo, wykorzystuje liczne metryki krajobrazu. Do tej pory najczęściej stosowano odległość do najbliższego sąsiada (Nearest Neighbour Statistics – Baskent, Jordan 1995; McGarigal, Marks 1995; Hargis i in. 1998). Równie popularne są miary izolacji przestrzennej, w tym m.in. wskaźnik bliskości (Proximity Index – Hargis i in. 1998) i wskaźnik izolacji (Isolation Index – Baskent, Jordan 1995). W ostatnich latach popularność zdobywają miary o charakterze syntetycznym, w tym wskaźnik zwartości (Contagion – Li, Reynolds 1993), a przede wszystkim wskaźnik zróżnicowania granic (Interspersion and Juxtaposition Index – McGarigal, Marks 1995), jedyny wskaźnik niezależny od średniej wielkości płatów i od liczby ich typów. Podejście to jest przydatne przede wszystkim do porównywania krajobrazów i do oceny zmian struktury krajobrazu w czasie (Rescia i in. 1997; Steinhardt i in. 1999).

Drugie podejście ma charakter analityczny i sprowadza się do rejestracji i interpretacji wszystkich możliwych typów par graniczących ze sobą płatów. Przy wprowadzeniu dodatkowych założeń i odpowiedniego grupowania typów par płatów (czyli typów granic) możliwe jest określenie czynników wpływających na konfigurację przestrzenną krajobrazu. Ze względu na swoją pracochłonność podejście to jest znacznie rzadziej stosowane. Jednym z nielicznych wyjątków jest opracowanie dotyczące północnej Hiszpanii (Rescia i in. 1997), w którym wykazano m.in., że zmiany konfiguracji przestrzennej w ciągu ostatnich 50 lat są słabo wyrażone w skali lokalnej, natomiast dobrze widoczne w skali regionalnej. Jednocześnie okazało się, że spośród wszystkich stosowanych wskaźników konfiguracji przestrzennej jedynie struktura sąsiedztwa (określana jako liczba typów granic w odniesieniu do liczby typów płatów) jest najważniejszą i najlepszą charakterystyką we wszystkich skalach przestrzennych.

Należy jednocześnie podkreślić, że analiza konfiguracji przestrzennej, w tym analiza sąsiedztwa ma znaczenie daleko wykraczające poza ogólną charakterystykę krajobrazu i ocenę stopnia losowości konfiguracji przestrzennej.

Zmiany siedliskowe oraz zmiany użytkowania ziemi po obu stronach granicy (kontrastowość granic) to jedne z decydujących czynników (obok wielkości płątów i ogólnej powierzchni danego siedliska – por. Betts 2000) warunkujących skład gatunkowy i funkcjonowanie populacji roślin i zwierząt. Wpływ konfiguracji przestrzennej krajobrazu na zachowanie populacji wykazano m.in. w przypadku: ptaków (Verboom i in. 1991; Villard i in. 1995; Schmiegelow i in. 1997), płązów (Gulve 1994), ssaków (La Polla, Barrett 1993) i roślin naczyniowych (Ouborg 1993; Grashof-Bokdam 1997).

5.5.2. ANALIZA SĄSIEDZTWA NA OBSZARZE “PIŃCZÓW”

Na analizowanym obszarze 92 km² znajduje się 451 km granic pomiędzy 1270 oddzielnymi płątami zbiorowisk roślinnych. Reprezentują one 640 typów granic, czyli 21% ze wszystkich możliwych kombinacji graniczenia zbiorowisk. Różnorodność granic jest bardzo wysoka ($H=8,036$) i najwyższa w porównaniu z pozostałymi analizowanymi obszarami testowymi. Łączna interpretacja wskaźników różnorodności i typów granic (tab. 11) wskazuje, że na obszarze “Pińczów” wzajemne graniczenie zbiorowisk jest najsilniej uporządkowane (realizuje się względnie najmniejsza liczba możliwych typów graniczenia) w porównaniu z pozostałymi obszarami testowymi. Jednocześnie jest to obszar charakteryzujący się najmniejszym zróżnicowaniem pod względem długości granic przypadającym na jeden typ i liczby typów granic w obrębie poszczególnych grup typów.

Granice oddzielające płąty o różnym charakterze dynamicznym i syntaksonomicznym, ale występujące na tym samym siedlisku i będące pod wpływem tych samych form użytkowania obejmują jedynie niecałe 14% ogólnej długości granic. Oddzielają one od siebie przede wszystkim kolejne stadia wzrostowe (np. w przypadku zbiorowisk leśnych), stadia sukcesyjne (w przypadku łąk, muraw i ugorów) lub zbiorowiska związane z niewielkim zróżnicowaniem warunków abiotycznych (np. w przypadku szuwarów i turzycowisk). W pozostałych przypadkach granice oddzielają płąty różniące się przynajmniej siedliskiem lub użytkowaniem. Należy tu podkreślić, że na obszarze testowym “Pińczów” granice siedliskowe i użytkowe odgrywają prawie identyczną rolę (ryc. 37A).

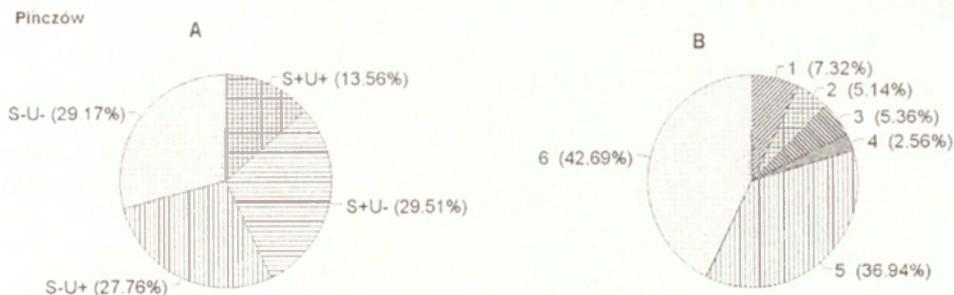
Wpływ zróżnicowania warunków siedliskowych i użytkowania znajduje swoje odbicie w kontraście syntaksonomicznym między sąsiadującymi płątami (ryc. 37B). Granicom między płątami występującymi na tym samym siedlisku i znajdującymi się pod wpływem tych samych form użytkowania odpowiada kontrast syntaksonomiczny na poziomie zespołu lub jednostek

niższych (w sumie ok. 12,5% ogólnej długości granic). W przeważającej jednak liczbie przypadków graniczą ze sobą płyty reprezentujące odrębne syntaksony na poziomie klasy (ponad 79% ogólnej długości granic).

W porównaniu z obszarami "Tykocin" i "Wilga" obszar testowy "Pińczów" charakteryzuje się konfiguracją najbardziej drobnomozaikową, jako efekt w równej mierze zróżnicowania siedliskowego oraz zróżnicowania użytkowania ziemi. Stosunkowo duży udział granic oddzielających płyty reprezentujące różne stadia przekształceń dynamicznych na tym samym siedlisku wskazuje na możliwość zmiany struktury przestrzennej krajobrazu w najbliższej przeszłości.

Tabela 11. Wybrane charakterystyki struktury sąsiedztwa

	Pińczów	Tykocin	Wilga
teoretycznie możliwa maksymalna liczba typów granic	3003	1225	1830
rzeczywista liczba typów granic	640	399	452
rzeczywista liczba typów granic (%)	21,31	32,57	24,69
wskaźnik H różnorodności Shannona (\log_2) dla granic	8,036	7,116	5,999
maksymalny możliwy H_{max} wskaźnik różnorodności Shannona (\log_2) dla granic	11,552	10,259	10,838
wskaźnik równomierności H/H_{max} Shannona	0,696	0,694	0,554
Grupy typów granic			
<i>to samo siedlisko i użytkowanie</i>			
liczba typów	75	69	61
średnia długość (km)	0,816	0,519	0,588
mediana długości (km)	0,362	0,235	0,313
łączna suma długości (km)	61,17	35,841	35,868
<i>to samo siedlisko, różne użytkowanie</i>			
liczba typów	117	22	56
średnia długość (km)	1,138	0,907	4,79
mediana długości (km)	0,295	0,364	0,622
łączna suma długości (km)	133,129	19,953	268,261
<i>różne siedlisko, to samo użytkowanie</i>			
liczba typów	185	169	113
średnia długość (km)	0,677	0,343	2,631
mediana długości (km)	0,247	0,123	0,3
łączna suma długości (km)	125,213	57,909	297,293
<i>różne siedlisko, różne użytkowanie</i>			
liczba typów	260	139	222
średnia długość (km)	0,506	0,312	1,818
mediana długości (km)	0,222	0,109	0,418
łączna suma długości (km)	131,58	43,32	403,51

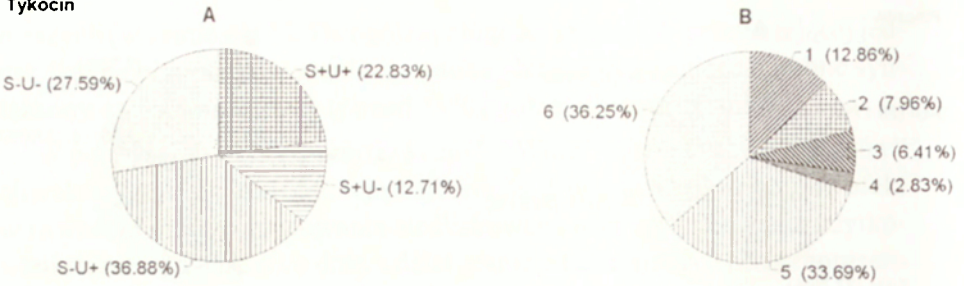


Ryc. 37. Struktura granic na obszarze testowym "Pińczów". A – Udział granic (w ogólnej długości) oddzielających płyty różniące się siedliskiem i użytkowaniem: S+U+: to samo siedlisko i użytkowanie po obu stronach granicy; S+U-: to samo siedlisko lecz różne użytkowanie; S-U+: odmienne siedlisko lecz to samo użytkowanie; S-U-: granica oddziela płyty różniące się siedliskiem i użytkowaniem. B – Udział granic (w ogólnej długości) oddzielających płyty różniące się pod względem syntaksonomicznym: 1 – granica oddziela różne postaci tego samego zespołu; 2 – granica oddziela różne zespoły tego samego związku; 3 – granica oddziela zbiorowiska z różnych związków tego samego rzędu; 4 – granica oddziela zbiorowiska z różnych rzędów tej samej klasy; 5 – granica oddziela zbiorowiska z różnych klas, ale charakteryzujących się zbliżoną fizjonomią; 6 – granica oddziela zbiorowiska z różnych klas, charakteryzujących się wyraźnie odmienną fizjonomią.

Fig. 37. The structure of borders on the "Pińczów" test area. A – the share of borders delineating patches differing from the point of view of the habitat and landuse: S+U+: the same habitat and the same type of landuse; S+U-: the same habitat but different type of landuse; S-U+: different habitat but the same type of landuse; S-U-: different habitat and landuse. B – the share of borders delineating patches differing from the point of view of syntaxonomy: 1 – borders between different forms of the same association; 2 – borders between different associations from the same alliance; 3 – borders between different associations from different alliances of the same order; 4 – borders between associations from different orders of the same class; 5 – borders between associations from different classes but with similar physiognomy; 6 – borders between associations from different classes with different physiognomy.

5.5.3. ANALIZA SĄSIEDZTWA NA OBSZARZE "TYKOCIN"

Na analizowanym obszarze 9,1 km² znajduje się 157 km granic między 1080 oddzielnymi płatami zbiorowisk roślinnych. Reprezentują one 399 typów, czyli prawie 33% ze wszystkich możliwych kombinacji graniczenia zbiorowisk. Różnorodność granic jest stosunkowo wysoka (H=7,116). Łączna interpretacja wskaźników różnorodności i typów granic (tab. 11) wskazuje, że na obszarze "Tykocin" wzajemne graniczenie zbiorowisk jest najslabiej uporządkowane (realizuje się stosunkowo największa liczba możliwych typów graniczenia) w porównaniu z pozostałymi obszarami testowymi. Jednocześnie jest to obszar charakteryzujący się średnim zróżnicowaniem pod względem długości granic przypadającej na jeden typ i najwyższym zróżnicowaniem liczby typów granic w obrębie poszczególnych grup typów.



Ryc. 38. Struktura granic na obszarze testowym "Tykocin". A – Udział granic (w ogólnej długości) oddzielających płyty różniące się siedliskiem i użytkowaniem. B – Udział granic (w ogólnej długości) oddzielających płyty różniące się pod względem syntaksonomicznym. Objaśnienia – patrz rycina 37.

Fig. 38. The structure of borders on the "Tykocin" test area. A – the share of borders delineating patches differing from the point of view of the habitat and landuse. B – the share of borders delineating patches differing from the point of view of syntaxonomy. Symbols – see fig. 37.

Granice oddzielające płyty o różnym charakterze dynamicznym i syntaksonomicznym, ale występujące na tym samym siedlisku i znajdujące się pod wpływem tych samych form użytkowania obejmują prawie 23% ogólnej długości granic. Odgraniczają one przede wszystkim stadia sukcesyjne (w przypadku łąk, muraw i ugorów) lub zbiorowiska związane z niewielkim zróżnicowaniem warunków abiotycznych (np. w przypadku szuwarów i turzycowisk). W pozostałych przypadkach granice oddzielają płyty różniące się przynajmniej siedliskiem lub użytkowaniem. Należy tu podkreślić, że na obszarze testowym "Tykocin" granice siedliskowe są znacznie dłuższe i znacznie silniej określają konfigurację przestrzenną krajobrazu w porównaniu z granicami wyznaczonymi przez odrębne formy użytkowania (ryc. 38A).

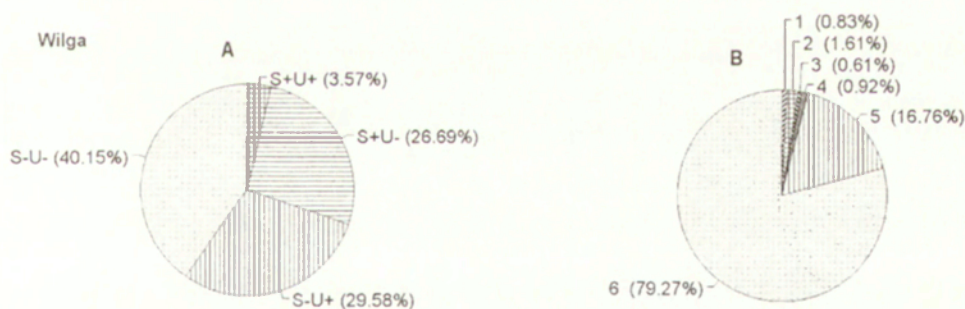
Wpływ zróżnicowania warunków siedliskowych i użytkowania znajduje swoje odbicie w kontraście syntaksonomicznym między sąsiadującymi płytami (ryc. 38B). Granicom między płytami występującymi na tym samym siedlisku i znajdującymi się pod wpływem tych samych form użytkowania odpowiada kontrast syntaksonomiczny na poziomie zespołu lub jednostek niższych (w sumie prawie 21% ogólnej długości granic). W przeważającej jednak liczbie przypadków graniczą ze sobą płyty reprezentujące odrębne klasy syntaksonomiczne (prawie 70% ogólnej długości granic).

W porównaniu z obszarem "Pińczów" obszar testowy "Tykocin" charakteryzuje się konfiguracją znacznie mniej mozaikową, będącą w głównej mierze efektem zróżnicowania siedliskowego przy zbliżonym sposobie użytkowania ziemi. Bardzo wysoki udział granic oddzielających płyty reprezentujące różne stadia przekształceń dynamicznych na tym samym siedlisku wyraźnie wskazuje na proces przebudowy konfiguracji (a może i kompozycji) krajobrazu omawianego obszaru testowego.

5.5.4. ANALIZA SĄSIEDZTWA NA OBSZARZE "WILGA"

Na analizowanym obszarze 138 km² znajduje się 1005 km granic między 930 oddzielnymi płatami zbiorowisk roślinnych. Reprezentują one 452 typy, czyli prawie 25% ze wszystkich możliwych kombinacji graniczenia zbiorowisk. Różnorodność granic jest stosunkowo niska ($H=5,999$) i najniższa w porównaniu z pozostałymi analizowanymi obszarami testowymi. Łączna interpretacja wskaźników różnorodności i typów granic (tab. 11) wskazuje, iż na obszarze "Wilga" wzajemne graniczenie zbiorowisk jest przeciętnie uporządkowane w porównaniu z pozostałymi obszarami testowymi. Jednocześnie jest to obszar charakteryzujący się najwyższym zróżnicowaniem pod względem długości granic przypadającej na jeden typ i niskim zróżnicowaniem liczby typów granic w obrębie poszczególnych grup typów.

Granice oddzielające płyty o różnym charakterze dynamicznym i syntaksonomicznym, ale występujące na tym samym siedlisku i będące pod wpływem tych samych form użytkowania obejmują jedynie niecałe 4% ogólnej długości granic. Odgraniczają one przede wszystkim kolejne stadia wzrostowe (np. w przypadku zbiorowisk leśnych), stadia sukcesyjne (w przypadku łąk, muraw i ugorów) lub zbiorowiska związane z niewielkim zróżnicowaniem warunków abiotycznych (np. w przypadku szuwarów i turzycowisk). W pozostałych przypadkach granice oddzielają płyty różniące się przynajmniej siedliskiem lub użytkowaniem. Należy tu podkreślić, że na obszarze testowym "Wilga" granice siedliskowe i użytkowe odgrywają prawie identyczną rolę (ryc. 39A).



Ryc. 39. Struktura granic na obszarze testowym "Wilga". A – Udział granic (w ogólnej długości) oddzielających płyty różniące się siedliskiem i użytkowaniem. B – Udział granic (w ogólnej długości) oddzielających płyty różniące się pod względem syntaksonomicznym. Objasnienia – patrz rycina 37.

Fig. 39. The structure of borders on the "Wilga" test area. A – the share of borders delineating patches differing from the point of view of the habitat and landuse. B – the share of borders delineating patches differing from the point of view of syntaxonomy. Symbols – see fig. 37.

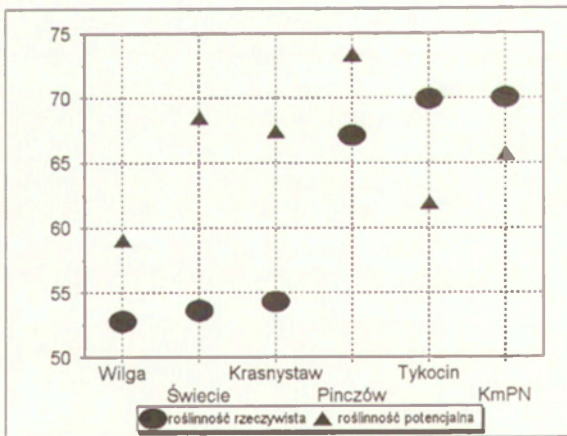
Wpływ zróżnicowania warunków siedliskowych i użytkowania znajduje swoje odbicie w kontraście syntaksonomicznym między sąsiadującymi płatami (ryc. 39B). Granicom między płatami występującymi na tym samym siedlisku i będącymi pod wpływem tych samych form użytkowania odpowiada kontrast syntaksonomiczny na poziomie związku lub jednostek niższych (w sumie ok. 3% ogólnej długości granic). W przeważającej jednak liczbie przypadków graniczą ze sobą płaty reprezentujące odrębne klasy syntaksonomiczne (ponad 96% ogólnej długości granic).

Obszar testowy "Wilga" charakteryzuje się konfiguracją, będącą w równej mierze efektem zróżnicowania siedliskowego oraz zróżnicowania użytkowania ziemi. Bardzo niski udział granic oddzielających płaty reprezentujące różne stadia przekształceń dynamicznych na tym samym siedlisku wskazuje na wysoką trwałość kompozycji przestrzennej, kontrolowanej w głównej mierze przez niezmiennność użytkowania ziemi.

5.5.5. OGÓLNE PRAWIDŁOWOŚCI DOTYCZĄCE SĄSIEDZTWA PŁATÓW

Na trzech szczegółowo przeanalizowanych obszarach co najmniej około 30% długości granic oddziela płaty różniące się jednocześnie pod względem siedliska i użytkowania. Niewielkie natomiast są różnice w liczbie granic wynikających jedynie z różnic siedliskowych lub odmiennego użytkowania.

Przedstawione powyżej, szczegółowo scharakteryzowane obszary testowe reprezentują – jak się wydaje – dwie grupy różniące się typem konfiguracji przestrzennej (ryc. 40).



Ryc. 40. Wskaźnik zróżnicowania granic (IJI) dla sześciu obszarów testowych.

Fig. 40. Interspersion and Juxtaposition index (IJI) for six test areas.

Pierwsza grupa obejmuje obszary “Pińczów”, “Tykocin” i “KmPN”. W porównaniu z grupą drugą (obejmującą obszary “Wilga”, “Świecie” i “Krasnystaw”) charakteryzuje się ona wysokimi wartościami wskaźnika zróżnicowania granic (IJI) w obrębie roślinności rzeczywistej i wysokimi wartościami tego wskaźnika w przypadku roślinności potencjalnej. Tu należy podkreślić, że w obrębie tej grupy można dokonać dalszego podziału: w przypadku obszaru “Pińczów” wartość IJI dla roślinności rzeczywistej jest niższa niż dla roślinności potencjalnej, natomiast dla dwóch pozostałych obszarów relacja jest odwrotna.

Druga grupa obszarów charakteryzuje się niskimi wartościami wskaźnika zróżnicowania granic (IJI) w obrębie roślinności rzeczywistej, co jest właściwe dla krajobrazów, w których płaty poszczególnych typów graniczą jedynie z płatami niewielkiej liczby kilku innych typów.

Ponadto obszary należące do pierwszego typu charakteryzują się m.in. niższymi wartościami wskaźnika zwartości oraz wskaźnika bliskości, natomiast wyższymi – różnorodności powierzchniowej roślinności rzeczywistej i równomierności powierzchniowej (tab. 12).

Tabela 12. Podstawowe wskaźniki różnorodności i konfiguracji

Wskaźniki	Obszary					
	Pińczów	Tykocin	Krasnystaw	Wilga	Swiecie	KmPN
Wskaźnik różnorodności H Shannona	3,17	2,86	1,91	2,28	1,75	3,21
Wskaźnik różnorodności Simpsona	0,92	0,89	0,64	0,77	0,7	0,93
Wskaźnik równomierności H/H _{max} Shannona	0,73	0,72	0,44	0,55	0,51	0,75
Wskaźnik równomierności Simpsona	0,94	0,9	0,65	0,79	0,72	0,94
Największy płat (%)	8,2	11,65	54,17	7,95	35,59	2,66
Odległość do najbliższego sąsiada (m)	410	120	230	510	110	418
Współczynnik zmienności odległości do najbliższego sąsiada (%)	235,08	211,67	326,71	329,2	216,38	280
wskaźnik bliskości (Proximity Index)	171,62	94,6	4119,64	648,8	1291,6	357,1
Wskaźnik zwartości (Contagion) %	56,24	54,01	75,21	69,42	72,51	58,64

Różnice między przedstawionymi wyżej dwoma grupami obszarów w niewielkim tylko stopniu zależą od szczegółowości kartowania terenowego i sposobu ujęcia kartograficznych jednostek roślinności rzeczywistej. Świadczy o tym porównanie wartości wskaźników kompozycji przestrzennej otrzymanych dla dwóch wariantów mapy obszaru testowego “Tykocin” (tab. 13). W wyniku łącznego ujęcia jednostek roślinności w randze niższej od zespołu liczba wyróżnionych typów roślinności spadła o ponad 34%. Odbiło się to wyraźnie na wskaźnikach różnorodności i równomierności, których wartości zmalały o ok. 11–22%, a znacznie wzrosła wielkość największego płatu.

Tabela. 13. Wpływ generalizacji merytorycznej mapy na wartości wskaźników kompozycji przestrzennej krajobrazu na obszarze testowym "Tykocin"

	Mapa podstawowa	Mapa uproszczona
Liczba typów zbiorowisk	52	34
Największy płat (%)	11,65	14,88
Liczba płatów	1080	987
Ogólna długość granic (km)	290,9	274,6
Średni wskaźnik kształtu	1,62	1,63
Średni wymiar fraktalny	0,89	0,82
Odległość do najbliższego sąsiada (km)	0,1	0,1
Odchylenie standardowe odległości do najbliższego sąsiada	0,19	0,14
Współczynnik zmienności odległości do najbliższego sąsiada (%)	211,67	200,01
wskaźnik bliskości (Proximity Index)	94,6	193,96
Wskaźnik różnorodności H Shannona	2,86	2,22
Wskaźnik różnorodności Simpsona	0,89	0,78
Wskaźnik równomierności H/H_{max} Shannona	0,72	0,63
Wskaźnik równomierności Simpsona	0,9	0,8
Wskaźnik zróżnicowania granic (IJI) %	69,93	66,67
Wskaźnik zwartości (Contagion) %	54,01	58,64

Natomiast podstawowe wskaźniki kompozycji przestrzennej (średni wskaźnik kształtu, ogólna długość granic, odległość do najbliższego sąsiada, współczynnik zmienności odległości do najbliższego sąsiada, wskaźnik zróżnicowania granic (IJI)) uległy tylko nieznacznym modyfikacjom, nie przekraczającym 5% wartości wyjściowej.

Wydaje się więc, że za podstawowy schemat konfiguracji przestrzennej odpowiada przede wszystkim zróżnicowanie warunków siedliskowych, w tym obecność siedliska dominującego powierzchniowo o małym stopniu rozczłonkowania – co jest charakterystyczne dla obszarów z grupy drugiej ("Wilga", "Świecie" i "Krasnystaw").

Podobny wpływ warunków siedliskowych na kompozycję krajobrazu wykazali R. Zomer i in. (2001) dla Nepalu. Przy łącznym rozpatrywaniu obszaru chronionego Makalu Barun o powierzchni ok. 160 km² wskaźnik zróżnicowania granic (IJI) wynosił 55%, natomiast różnie się kształtował w poszczególnych regionach: 64% dla obszarów położonych poniżej 500 m npm, 52% w obszarze monsunowym, dominującym na wysokości od 500 do 1000 m npm, 43% w pasie subtropikalnej roślinności wiecznie zielonej, występującej w pasie od 1000 do 2000 m npm.

Wyraźny związek wskaźnika zróżnicowania granic z warunkami siedliskowymi oraz jego niska czułość na sposób ujęcia jednostek kartograficznych sugeruje niską zmienność konfiguracji przestrzennej w czasie. Przypuszczenie

to jest zgodne z wynikami otrzymanymi przez U. Steinhardta i in. (1999), którzy przeanalizowali zmiany krajobrazu w okolicach Lipska w latach 1944–1989. Obszar o powierzchni ok. 26 km² podlegał w tym czasie silnym zmianom użytkowania ziemi. Konsekwencją tego procesu była wyraźna zmiana liczby pól, średniej wielkości pól i gęstości granic. Wskaźniki różnorodności i równomierności uległy zmianie o ok. 10–20%. Natomiast wskaźnik zróżnicowania granic (IJI) uległ tylko minimalnej zmianie z wartości 61,6% (w roku 1944) do 60,2% (w roku 1989).

1	1
2	2
3	3
4	4
5	5
6	6
7	7
8	8
9	9
10	10
11	11
12	12
13	13
14	14
15	15
16	16
17	17
18	18
19	19
20	20
21	21
22	22
23	23
24	24
25	25
26	26
27	27
28	28
29	29
30	30
31	31
32	32
33	33
34	34
35	35
36	36
37	37
38	38
39	39
40	40
41	41
42	42
43	43
44	44
45	45
46	46
47	47
48	48
49	49
50	50
51	51
52	52
53	53
54	54
55	55
56	56
57	57
58	58
59	59
60	60
61	61
62	62
63	63
64	64
65	65
66	66
67	67
68	68
69	69
70	70
71	71
72	72
73	73
74	74
75	75
76	76
77	77
78	78
79	79
80	80
81	81
82	82
83	83
84	84
85	85
86	86
87	87
88	88
89	89
90	90
91	91
92	92
93	93
94	94
95	95
96	96
97	97
98	98
99	99
100	100

*Kąkol ostry, chociaż pełen tęczy,
Odrzucony w głębie zboża barwny kolec –
Dzika róża, w zakurzonym zespole
Pokrzyw, płotu, malin i pajęczyn –
Chwast cykorii, żółty, rozpryskany
Jak rozbite jajko wronie albo sójczy –
Goździk polny, gwiazdka drobnej rany,
Neonowo błękitny dzwonek –
Ach, uroki, tak dziś drogo zapłacone,
Tak zdraдлиwe w swej skromności, tak zabójcze...*
(M. Pawlikowska-Jasnorzewska, *Wspomnienia z łąk*)

6. RÓŻNORODNOŚĆ POWIERZCHNIOWA KRAJOBRAZU – UJĘCIE WIELOSKALOWE

6.1. OGÓLNE PROBLEMY OCENY RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU

Ogólnoeuropejska strategia ochrony różnorodności biologicznej i krajobrazowej (*The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy* 2000) określa różnorodność krajobrazową jako *“formalny wyraz licznych relacji występujących w określonym czasie, pomiędzy społeczeństwem a topograficznie zdefiniowanym obszarem; wygląd tego obszaru jest rezultatem oddziaływań w czasie kombinacji czynników naturalnych i antropogenicznych”*. Tak sformułowana definicja jest bardzo ogólnikowa; zwraca co prawda uwagę na różnorodność jako efekt współwystępowania procesów i obiektów naturalnych i antropogenicznych, ale nie wskazuje kryteriów wyróżniania podstawowych jednostek odniesienia do oceny różnorodności ani nie odnosi się do metod tej oceny.

W praktyce istnieją bardzo różne sposoby rozumienia pojęcia różnorodności krajobrazowej. Tradycyjne, najczęściej stosowane ujęcie, traktuje różnorodność jako miarę oceny stopnia zróżnicowania mozaiki powiązanych wzajemnie ekosystemów (Pearce 1997) lub też jako miarę liczby typów ekosystemów i ich rozmieszczenia w przestrzeni (Stuart Chapin III i in. 1998). Z drugiej strony ostatnio bardzo silnie lansowany jest pogląd, że różnorodność krajobrazową należy oceniać na podstawie zróżnicowania form pokrycia terenu, ujmowanych wg klasyfikacji Corine Land Cover (*From Land Cover ...* 2000). Podobny pogląd prezentuje G. Wiegleb (1999), który wprawdzie traktuje różnorodność krajobrazu jako wyraz zróżnicowania kształtów, wielkości i rozmieszczenia poszczególnych *“habitat types”*, ale szczegółowa analiza tak wyróżnionych jednostek wskazuje, że nie są to ani typy ekosystemów,

ani jednostki wyróżnione na podstawie zróżnicowania warunków abiotycznych, lecz typy pokrycia terenu w ujęciu fizjonomicznym.

Zróżnicowanie poglądów na jednostki podstawowe, będące podstawą oceny różnorodności wynika ze stosowania odmiennych perspektyw w analizie składu i funkcjonowania krajobrazu (por.: rozdział 1). Wychodząc z założenia, że miara różnorodności powinna również odzwierciedlać kompleksowość krajobrazu (Farina 2000), różni autorzy kładą nacisk na odmienne struktury obecne w krajobrazie. I tak na przykład W. Barthlott (Barthlott i in. 1996, Barthlott, Biedinger i in. 1999) proponuje zastąpić termin "różnorodność krajobrazu" – który jego zdaniem jest synonimem terminu gamma-różnorodność w ujęciu R. Whittakera (1972) – terminem "ekoróżnorodność", obejmującym bioróżnorodność i georóżnorodność na poziomie regionu. Niestety, autor ten nie proponuje sposobu łącznego określania (mierzenia) tak rozumianej różnorodności.

Jeśli przyjmie się model, zgodnie z którym struktura krajobrazu jest rezultatem nałożenia na siebie trzech różnych, częściowo niezależnie hierarchicznie uporządkowanych typów obiektów (abiotycznych, biotycznych i antropogenicznych – por. rozdział 1), to trzeba uznać ekosystemy za podstawowe jednostki do oceny różnorodności krajobrazu.

Niezależnie od sposobu wyróżniania podstawowych jednostek krajobrazowych (płatów) istnieją również różne podejścia do mierzenia i mierników różnorodności. J. Harper i D. Hawksworth (1995) postawili pytanie, czy w ogóle różnorodność może być przedmiotem pomiaru. Według B. Trauba i C. Kleinna (Traub, Kleinn 1999) różnorodność strukturalna krajobrazu nie może być mierzona w sposób bezpośredni, lecz jedynie określana za pomocą zestawu wskaźników, bazujących na cechach mierzalnych płatów w krajobrazie, takich jak liczba, wielkość, odległość. Dobre wskaźniki różnorodności krajobrazu powinny ich zdaniem: (a) dobrze różnicować wyraźnie odmienne struktury, (b) być wzajemnie niezależne statystycznie; (c) być niezależne od skali analizy; (d) dać się oszacować na podstawie próby.

Podobne postulaty sformułowali wcześniej E. Olsen i in. (1993), którzy ponadto stwierdzili, że różnorodność krajobrazu jest funkcją liczby i typów płatów, ich rozmieszczenia i graniczenia w przestrzeni oraz ich kształtu.

Tak ujęta różnorodność krajobrazu jest pojęciem bardzo złożonym. Przez analogię do pojęcia różnorodności biologicznej w krajobrazie (Wilson 1988; McAllister 1991; Richling, Solon 1998) można ją schematycznie podzielić na dwie grupy zjawisk. Pierwsza grupa obejmuje charakterystyki syntetyczne, które są podstawą formalnego (liczbowego) opisu różnorodności krajobrazu. W tym ujęciu różnorodność oznacza fizjonomiczne, ekologiczne, syntak-

sonomiczne, czy użytkowe zróżnicowanie płatów na danym obszarze. Takie mu rozumieniu różnorodności krajobrazu odpowiadają wskaźniki kompozycji przestrzennej (McGarigal, Marks 1995).

Druga grupa charakterystyk, które określają różnorodność krajobrazu, dotyczy uporządkowania przestrzennego płatów, zróżnicowania ich kształtu i wielkości, stopnia skomplikowania granic i liczby sąsiadujących płatów oraz kontrastu (fizjonomicznego, syntaksonomicznego i użytkowego) między sąsiadującymi płatami. W przeciwieństwie do cech z grupy pierwszej (charakterystyki syntetyczne), których wartości można określić na podstawie danych statystycznych, określenie cech z grupy drugiej wymaga szczegółowej analizy relacji przestrzennych między poszczególnymi zbiorowiskami. Można więc je nazwać grupą analitycznych składowych ogólnej różnorodności krajobrazu (Solon 1995; Richling, Solon 1998). Odpowiadają im wskaźniki konfiguracji przestrzennej (McGarigal, Marks 1995).

Z powyższych rozważań wynika, że dla całościowej oceny różnorodności krajobrazu nie wystarczy jeden wskaźnik, lecz niezbędny jest ich zestaw. Niemniej jednak tradycyjnie stosowane są pojedyncze miary, odzwierciedlające poszczególne aspekty różnorodności krajobrazu. Najczęściej spotyka się wskaźniki bogactwa i równomierności rozkładu płatów (wskaźnik Shannona – Shannon, Weaver 1962) oraz wskaźniki różnorodności granic (Patton 1975). Nieco rzadziej stosuje się pojedyncze wskaźniki, mające, wg zamierzeń autorów, uwzględniać łącznie kompleksowość kształtu płatów, ich bogactwo typologiczne i udział powierzchniowy oraz różnorodność sposobów graniczenia. Do takich miar należy m.in. średni modyfikowany wymiar fraktalny krajobrazu (Olsen i in. 1993).

Ze względu na olbrzymią liczbę miar struktury krajobrazu (metryki krajobrazu – Mc Garigal i Marks 1995), które można wykorzystać do oceny różnorodności, często zgłaszany jest postulat tworzenia tzw. minimalnego wystarczającego zestawu wskaźników (Garrabou i in. 1998), za pomocą którego, zgodnie z założeniami B. Trauba i C. Kleinna (1999) można w pełni scharakteryzować odmienne aspekty różnorodności krajobrazu. Problemem tym zajmował się m.in. R. Hulshoff (1995) na przykładzie krajobrazu w Danii oraz J. Garrabou i in. (1998) w odniesieniu do strefy litoralu. Inny kierunek reprezentują prace S. Santiago i J. Martinez-Millana (2001), którzy analizowali związki między wskaźnikami różnorodności przy różnych skalach opracowania. Z powyższych prac wynika, że dla każdego terenu badawczego oraz dla każdej skali analizy powiązania między wartościami wskaźników mogą mieć nieco inny charakter, dlatego też nie można podać jednego, ogólnie obowiązującego minimalnego zestawu wskaźników.

Związek różnorodności ze skalą opracowania jest najczęściej analizowany w dwóch aspektach. Po pierwsze – przedmiotem zainteresowania jest tempo i kierunek zmian wartości wskaźnika różnorodności wraz ze zmianą stopnia szczegółowości danych źródłowych (wielkość pola podstawowego rastra lub minimalna powierzchnia platu). Po drugie – analizuje się krajobraz jako hierarchię jednostek przestrzennych i określa się różnorodność w obrębie każdej z wyróżnionych jednostek.

Przykładem prac reprezentujących pierwszy kierunek może być opracowanie J. Riery i in. (1998). Autorzy ci wykazali, że wraz ze wzrostem pola podstawowego wskaźnik różnorodności Shannona spada, przy czym w przypadku krajobrazów charakteryzujących się niską autokorelacją przestrzenną i strukturą drobnomozaikową spadek jest stosunkowo silny, natomiast w przypadku krajobrazów o wysokiej autokorelacji przestrzennej i niskiej różnorodności w skalach bardzo szczegółowych spadek wskaźnika jest niewielki.

Klasyczny schemat poziomów różnorodności w odniesieniu do gatunków, opracowany przez R. Whittakera (1977) obejmuje alfa- beta- i gamma-różnorodność. Po uszczegółowieniu i rozszerzeniu schematu (Stoms, Estes 1993; Scott, Jennings 1998), wyróżnia się najczęściej dwa poziomy różnorodności gatunkowej w ujęciu krajobrazowym: gamma-różnorodność (czyli różnorodność gatunkową krajobrazu obejmującego więcej niż jeden typ zbiorowiska naturalnego i o powierzchni mieszczącej się w przedziale od 1000 do 1 000 000 ha) oraz delta-różnorodność (która określa zmiany różnorodności gatunkowej między krajobrazami leżącymi wzdłuż głównych gradientów klimatycznych lub fizjograficznych).

Stosując analogiczną terminologię, zdefiniowano poszczególne kategorie różnorodności zbiorowisk w obrębie krajobrazu (Goetze 2000): (1) gamma1-różnorodność, czyli różnorodność typów zbiorowisk roślinnych w obrębie kompleksu zbiorowisk, (2) gamma2-różnorodność, czyli różnorodność kompleksów zbiorowisk w obrębie krajobrazu, (3) delta-różnorodność, określająca zmiany liczby typów zbiorowisk wzdłuż głównego gradientu ekologicznego. W oryginalnym ujęciu wyżej cytowanego autora, poszczególne kompleksy roślinności obejmują zbiorowiska występujące na powierzchni konkretnych tzw. fizjotopów, wyróżnianych na podstawie jednorodności warunków geomorfologicznych i/albo użytkowania ziemi.

Określanie różnorodności krajobrazu (najczęściej za pomocą wskaźnika Shannona lub wskaźników pochodnych) w obrębie hierarchicznie uporządkowanych jednostek przestrzennych różnej rangi (wyróżnianych głównie na podstawie roślinności albo użytkowania ziemi) poza samoistnym celem po-

znawczym często służy jako miara zastępcza (bioindykacyjna) dla określenia różnorodności jednej lub kilku grup organizmów (Duelli 1997; Favila, Halffter 1997; Pearce 1997). Zależność między bogactwem typologicznym i różnorodnością mozaiki krajobrazowej a ogólną różnorodnością gatunkową motyli wykazali m.in. Y. Natuhara i in. (1999). Dla różnych grup owadów zależność taką znaleźli L. Fahrig i I. Jonsen (1998).

Wykorzystanie wskaźników krajobrazowych dla pośredniego określenia różnorodności gatunkowej może mieć również charakter hierarchiczny: na podstawie różnorodności form rzeźby określa się różnorodność typów roślinności (Riera i in. 1998). Różnorodność roślinności rzeczywistej indukuje bogactwo flory (Rejmánek 1997), natomiast bogactwo flory traktuje się jako indikator liczby gatunków owadów i kręgowców (Barthlott, Kier, Mutke 1999).

Wskaźników różnorodności płatów w krajobrazie nie można przyjmować bezkrytycznie jako bioindykatorów różnorodności gatunkowej. M. Mazerolle i M. Villard (1999) wykazali bowiem, że większość miar kompozycji dobrze charakteryzuje rozmieszczenie bezkręgowców, płazów, gadów, ptaków i ssaków we wszystkich typach krajobrazu, natomiast liczne miary konfiguracji są dobrymi zmiennymi objaśniającymi obecność i liczebność kręgowców, ale w większości analizowanych przypadków nie miały znaczenia dla bezkręgowców.

Możliwość indykacji bogactwa gatunków na podstawie różnorodności płatów w krajobrazie w znacznym stopniu zależy od skali i szczegółowości opracowania. Wykazali to m.in. T. Stohlgren i in. (1997). Zdaniem tych autorów powierzchnia analizy powinna być z jednej strony odpowiednio mała, aby móc precyzyjnie określić rozmieszczenie gatunków, a jednocześnie powinna być na tyle duża, aby uwzględnić zbiorowiska drobnopowierzchniowe.

Ogólnie biorąc, wyniki oceny różnorodności krajobrazu zależą od: (a) sposobu wyróżniania płatów podstawowych, (b) minimalnej powierzchni płatu, oraz (c) sposobu wyróżniania kompleksów płatów i ich zasięgu przestrzennego. Poszczególne aspekty różnorodności są ze sobą w różny sposób skorelowane oraz w odmienny sposób reagują na oddziaływania antropogeniczne (Solon 1995, 2000a).

Związki między wartościami poszczególnych wskaźników różnorodności, kryteria wyboru odpowiedniej skali opracowania oraz wpływ skali i sposobu analizy na powiązania między wskaźnikami będą przedmiotem szczegółowych rozważań w kolejnych rozdziałach.

6.2. RÓŻNORODNOŚĆ POWIERZCHNIOWA – METRYKI KRAJOBRAZU ZALEŻNE I NIEZALEŻNE OD SKALI W UJĘCIU WEKTOROWYM I RASTROWYM

6.2.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Jak wspomniano w rozdziale 6.1 różnorodność powierzchniowa (strukturalna) krajobrazu nie może być mierzona w sposób bezpośredni, lecz jedynie określana za pomocą zestawu wskaźników, bazujących na cechach mierzalnych pól w krajobrazie, takich jak liczba, wielkość, odległość. Cechy te w znacznym stopniu zależą od skali mapy i szczegółowość ujęcia jednostek podstawowych (Obeysekera, Rutchey 1997). Pojawia się więc problem doboru optymalnej skali analizy oraz pytanie o możliwości porównywania danych otrzymanych dla różnych skal przestrzennych.

Podobny problem pojawia się przy analizie powiązań struktury biologicznej mozaiki przestrzennej (ekosystemy czy zbiorowiska roślinne) z mozaiką środowiska abiotycznego (płaty jednorodne pod względem geologicznym, hydrologicznym, topograficznym, itd.), szczególnie w kontekście wyróżniania kompleksowych jednostek przyrodniczych metodą integracji *a posteriori* (Richling 1993). Autor ten słusznie podkreśla, że przy takim postępowaniu najczęściej mamy do czynienia z nieprzystającymi wzajemnie zasięgami zróżnicowania poszczególnych komponentów, co utrudnia oczywiście analizę wzajemnych powiązań. V. Nikora i in. (1999) uważają, że w takich przypadkach należy w pierwszej kolejności oddzielnie scharakteryzować (za pomocą metryk krajobrazowych) mozaiki obu rodzajów, a dopiero następnie określać, w jaki sposób są one ze sobą powiązane.

J. Obeysekera i K. Rutchey (1997) podkreślają, że dobór odpowiedniej skali analizy danych jest jednym z najważniejszych zagadnień, związanych m.in. z celem badań. W eksperymencie przeprowadzonym przez autorów na mapie roślinności otrzymanej na drodze interpretacji obrazów satelitarnych dla obszaru "Everglades" (USA) zmieniano rozdzielczość od 20 x 20 m do 1000 x 1000 m. Okazało się, że udział powierzchniowy i wskaźniki różnorodności zmieniły się znacznie przy rozdzielczości ok. 700 m (co wynikało ze "zniknięcia" z analizy małych łasków i zarośli). Z drugiej strony już przy rozdzielczości ok. 100 m silnie zmienia się stosunek obwodu do powierzchni. W przeciwieństwie do powyższego przykładu prawie skokowej zmiany różnorodności, ciągłą i systematyczną zmianę wartości wskaźnika różnorodności roślinności wykazali J. Kunitomo i Y. Morimoto (1999) dla fragmentu krajobrazu Mongolii Wewnętrznej w przedziale wielkości pola podstawowego od 20 x 20 m do 1000 x 1000 m.

Można przypuszczać, że dla różnych obszarów wskaźniki struktury przestrzennej zachowują się w sposób odmienny. Ze szczegółowej analizy przeprowadzonej przez J. Wu (2001) wynika, że niektóre z nich reagują w sposób przewidywalny przy różnej wielkości powierzchni podstawowej, co może sugerować istnienie funkcji skalowalności i samopodobieństwa, podczas gdy inne dają nieliniowe odpowiedzi o nieprzewidywalnym kierunku.

Wyżej zacytowane poglądy dotyczą analizy krajobrazu na podstawie map i obrazów rastrowych. Okazuje się jednak, że w przypadku map wektorowych poziom zmienności wskaźników struktury przestrzennej jest podobny, choć konkretne rezultaty są – z zasady – odmienne (Flamm, Turner 1994; Bettinger i in. 1996). Zdaniem R. Flamma i M. Turner (1994) generalnie lepszy jest model wektorowy niż model rastrowy, gdyż – choć oba w zasadzie dobrze określają zmiany powierzchni zajętej przez różne typy roślinności – to model rastrowy daje niższe wartości powierzchni dla płątów dużych oraz wyższe wartości długości granic.

Jednoczesna analiza struktury przestrzennej krajobrazu w kilku różnych skalach szczegółowości może być również przydatna do lepszej interpretacji procesów dynamicznych. A. Resica i in. (1997) wykazali, że zmiany krajobrazu w czasie mogą być słabo wyrażone przy analizach szczegółowych w skali lokalnej, natomiast są znacznie lepiej widoczne w skalach przeglądowych. Okazało się również, że liczba typów granic między płątami jest jedną z najważniejszych charakterystyk zmian we wszystkich skalach.

Inne zastosowanie analiz wieloskalowych zaproponowali S. Walsh i in. (2001). W ich opracowaniu obliczono korelacje między biomasą roślinną a wybranymi zmiennymi geograficznymi, siedliskowymi i społecznymi dla szeregu 9 map rastrowych, będących kolejnymi generalizacjami mapy z polem podstawowym o boku 30 m. Ostatnia mapa charakteryzowała się rozdzielczością liniową 1050 m. Okazało się, że w skalach bardziej szczegółowych czynniki społeczne, a w skalach mniej szczegółowych zróżnicowanie warunków siedliskowych najlepiej tłumaczą zmienność biomasy pokrywy roślinnej.

Obecnie w pracach dotyczących zmienności wskaźników struktury przestrzennej krajobrazu w zależności od skali dominują dwa podejścia. Pierwsze koncentruje się nad opracowaniem tzw. “profilu wieloskalowych”, tzn. obliczenia metryk krajobrazu dla serii map o różnej rozdzielczości. Takie profile stanowią pełną charakterystykę struktury (kompozycji i konfiguracji), a jednocześnie służą jako wzorce do porównywania różnoskalowych danych dla krajobrazów rzeczywistych (Johnson i in. 1999b, 2001).

Drugie podejście dotyczy poszukiwania wskaźników, charakteryzujących się tzw. samopodobieństwem w różnych skalach (Nikora i in. 1999). Dla zestawu wskaźników samopodobnych można określić tzw. prawa skalowania, opisujące, w jaki sposób zjawisko zmienia się wraz ze zmianą skali analizy systemu. Centralną koncepcją skalowania jest stała (tzn. niezależna od skali) postać funkcji opisującej związek między wartościami określonych wskaźników. Najczęściej za prawo skalowania przyjmuje się regułę allometryczną (Wiens 1981; Schmidt-Nielsen 1984; Schroeder 1991).

Biorąc pod uwagę różnice między rastrowym i wektorowym opisem krajobrazu w różnych skalach, zagadnienie kompleksowej oceny różnorodności krajobrazu na podstawie jego kompozycji (różnorodności typologicznej) i konfiguracji (zróznicowania przestrzennego cech strukturalnych) można sprowadzić do znalezienia odpowiedzi na następujące pytania:

(a) jaka jest ilościowa i jakościowa zmiana informacji o krajobrazie w przypadku porównywania mapy wektorowej i rastrowej przy zmieniającej się skali opracowania, czyli innymi słowy – które z typów jednostek podstawowych (zbiorowisk roślinnych) zanikają wraz ze spadkiem szczegółowości opracowania, a które zwiększają swoją powierzchnię?

(b) które metryki charakteryzują kompozycję i konfigurację krajobrazu równie dobrze w różnych skalach?

(c) czy istnieją takie poziomy szczegółowości opracowania, przy których następują wyraźne zmiany wartości wskaźników?

(d) które wskaźniki struktury krajobrazu są skalowalne, czyli innymi słowy – które wskaźniki są ze sobą powiązane zależnością allometryczną?

(e) czy związki między wartościami wskaźników otrzymanymi dla różnych skal są powszechnie obowiązujące, czy też zależą od specyfiki obszaru?

6.2.2. WPŁYW ROZDZIELCZOŚCI MAPY OBSZARU TESTOWEGO "PIŃCZÓW" NA OCENĘ RÓŻNORODNOŚCI TYPOLOGICZNEJ ZBIOROWISK ROŚLINNYCH

W wyniku postępującej generalizacji źródłowej mapy zmienia się stopniowo obraz rozmieszczenia poszczególnych typów zbiorowisk (ryc. 41). Część z tych zmian ma charakter fluktuacji, nie rzutującej silnie na kolejne poziomy generalizacji, inne ulegają postępującemu wzmocnieniu. Po siedmiokrotnym powtórzeniu procedury generalizacyjnej (w wyniku czego wielkość minimalnej wyróżnianej powierzchni wzrosła 64-krotnie) można wyróżnić 4 główne grupy zbiorowisk, różniące się zmianami udziału powierzchniowego (tab. 14).

Tabela 14. Porównanie charakterystyk powierzchniowych zbiorowisk roślinnych obszaru "Pinczów" obliczonych na podstawie źródłowej mapy wektorowej oraz zgeneralizowanych map wektorowej i rastrowej o polu podstawowym nie mniejszym niż 64000 m²

	Mapa wyjściowa				Mapy zgeneralizowane																							
					wektorowa				rastrowa				wektorowa				rastrowa											
	%LAND	NUMP	MPS	TE	%LAND	NUMP	MPS	TE	%LAND	NUMP	MPS	TE	%LAND	NUMP	MPS	TE	%LAND	NUMP	MPS	TE								
<i>Arnosericum</i>	2,23466526	11	186990	25725	2,22231599	3	681840	17631	0,69	9	71100	9614	S	S	W	S	S	S	S									
<i>Glycerium maxime</i>	0,70718745	12	54244	18623	0,62702408	2	288571	7625	0,21	2	96000	2530	S	S	W	S	S	S	W	S								X
Zabudowa miejska	1,64190293	33	45796	29695	1,42159109	5	261699	13855	0,41	4	96000	5566	S	S	W	S	S	S	W	S			X				X	
<i>Circaeo-Alnetum</i>	1,17891916	21	51673	23507	0,96423391	6	147921	11277	0,27	1	256000	2530	S	S	W	S	S	S	W	S					X	X	X	
<i>Salici-Populetum</i>	0,79738406	52	14114	42317	0,44202764	3	135621	12480	0,07	1	64000	1012	S	S	W	S	S	S	W	S			X	X		X	X	
<i>Caricetum gracilis phragmitetosum</i>	0,51738138	20	23811	13962	0,37070125	4	85303	6052	0,07	1	64000	1012	S	S	W	S	S	S	W	S					X	X	X	
<i>Sisymbrio-Stipetum capillatae</i>	0,06176579	6	9475	3136	0,02214038	2	10190	1190					S	S	W	S	S	S	S	S					X	X	X	
<i>Tilio-Carpinetum</i> wariant regeneracyjny	0,76782987	21	33655	18290	0,45244977	3	138818	6837					S	S	W	S	S	S	S	S			X	X	X	X	X	
Zabudowa wiejska	3,86867527	162	21981	116980	2,91974083	26	103364	42659					S	S	W	S	S	S	S	S			X	X	X	X	X	
<i>Caricetum gracilis caricetosum nigrae</i>	0,46924053	22	19632	17440	0,19129775	4	44020	6007					S	S	W	S	S	S	S	S					X	X	X	
<i>Diantho-Armerietum</i>	2,60334354	39	61442	46653	2,40271032	12	184297	27148					S	S	W	S	S	S	S	S					X	X	X	
<i>Carici-Agrostietum caninae</i>	0,22534866	3	69140	4108	0,223065	1	205319	2888					S	S	W	S	S	S	S	S					X	X	X	
Zbiorowisko z <i>Calamagrostis epigejos</i>	0,04374081	2	20130	1490	0,02703259	1	24882	813					S	S	W	S	S	S	S	S					X	X	X	
<i>Arrhenatheretum centaureosum rhenanii</i>	0,12013214	8	13822	4418	0,01757629	2	8089	849	0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	S	S	W	S	X					X	X	
<i>Caricetum gracilis typicum</i>	0,34258329	19	16596	14783	0,00625676	2	2879	493	0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	S	S	W	S	X	X			X	X	X	
Zbiorowisko kadlubowe ze związku <i>Cirsio-Brachypodium pinnati</i>	0,17065662	11	14280	5935					0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	S	S	W	S	X	X	X	X		X		
Zbiorowisko <i>Brachypodium pinnatum-Adonis vernalis</i>	0,11459134	7	15068	4652					0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	S	S	W	S	X	X	X	X		X		
mlodnik sosnowy <i>Dicrano-Pinton</i>	0,42599405	17	23065	12263					0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	S	S	W	S	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Molinietum medioeuropaeum</i>	0,04045653	2	18619	1056									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Caricetum elatae</i>	0,05803281	6	8903	2549									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Festuca psammophila</i> i <i>Betula pendula</i>	0,0099289	1	9139	471									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
Zbiorowisko <i>Alnus glutinosa-Urtica dioica</i>	0,00725084	1	6674	326									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Seslerio-Scorzoneretum</i>	0,01761431	1	16213	657									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Thalictrum-Salvietum pratensis</i>	0,11280959	7	14834	4944									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Caricetum acutiformis</i>	0,05848151	2	26914	1615									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Epilobio-Juncetum effusi</i>	0,02122452	3	6512	1355									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Caricetum paniculatae</i>	0,01796849	1	16539	801									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Scirpetum tabaernemontani</i>	0,02647742	2	12185	1220									S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	X	X	X	X	X	
Zbiorowisko <i>Pastinaca sativa-Hypericum perforatum</i>	0,1379746	14	9071	6251	0,10464072	3	32105	2534	0,14	2	64000	2024	S	S	W	S	W	S	W	S						X	X	
Zbiorowisko <i>Eriophorum latifolium-Carex dioica</i>	0,16175984	4	37223	3107	0,10800214	2	49705	1960	0,76	7	100600	10120	S	S	W	S	W	W	W	W								
Zbiorowisko <i>Larix decidua-Astragalus glycyphyllos</i>	0,57214621	10	52663	13921	0,35726426	2	164421	5772	1,37	9	142200	16698	S	S	W	S	W	S	W	W								
bady	1,86806316	179	9606	78374	0,52925395	12	40596	10872	2,2	6	341400	17204	S	S	W	S	W	S	W	S	X	X			X	X		
<i>Arrhenatheretum typicum</i>	3,77483369	57	60957	85765	3,47056153	20	159723	54885	21,2	9	2E+06	79442	S	S	W	S	W	S	W	S					X	X		
<i>Lolito-Cynosuretum</i>	1,30577848	30	40063	22668	1,06955474	4	246116	9225	2,47	26	88600	32384	S	S	W	S	W	S	W	W	X	X						
<i>Quercus roboris-Pinetum</i>	1,43327445	10	131925	23624	1,17149242	6	179716	16593	3,99	25	148500	46552	S	S	W	S	W	W	W	W								
<i>Pruno-Crataegum</i> wariant z <i>Agrimonia eupatoria</i>	0,12600213	13	8921	6478	0,02580492	2	11876	1196	0,76	9	78200	10626	S	S	W	S	W	S	W	W	X			X	X			
<i>Phragmitetum</i>	1,14991253	45	23521	48376	0,64316845	5	118400	9108	10,1	6	2E+06	54142	S	S	W	S	W	S	W	W	X			X	X	X		
<i>Inuletum ensifoliae</i> wariant z <i>Seseli annuum</i> i typowy	0,25870536	6	39687	6790	0,2215277	1	203904	2951	7,77	14	516600	57178	S	S	W	S	W	W	W	W					X	X	X	
<i>Spergulo-Corynephorum</i>	0,07574164	8	8714	3168	0,00210768	1	1940	192	0,35	4	128000	6578	S	S	S	S	W	S	W	W	X	X		X	X	X		
Zbiorowisko z <i>Rubus plicatus</i>	0,02276725	5	4191	1419					0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	W	S	W	S	X	X	X	X		X		
<i>Arrhenatheretum plantaginetosum mediae</i>	0,25678564	22	10744	11584					0,41	3	128000	5060	S	S	S	S	W	S	W	S	X	X	X	X	X	X		
Zbiorowisko <i>Corylus avellana-Fragaria vesca</i>	0,17141713	25	6311	8103					0,34	2	160000	3542	S	S	S	S	W	S	W	S	X	X	X	X	X	X		
Zbiorowisko z <i>Lycium barbarum</i>	0,03586201	5	6602	1999					0,21	2	96000	3036	S	S	S	S	W	S	W	W	X	X	X	X		X		
<i>Molinio-Pinetum</i> wariant zdegradowany	0,03626942	1	33384	1163					0,21	3	64000	3036	S	S	S	S	W	W	W	W	X	X	X	X				
<i>Nardo-Gallon saxatilis</i>	0,09018357	4	20752	2941					0,27	3	85300	3542	S	S	S	S	W	S	W	W	X	X	X	X				
<i>Salicetum triandro-viminalis</i>	0,11480536	8	13209	6842					0,21	2	96000	3036	S	S	S	S	W	S	W	S	X	X	X	X		X		
<i>Festuco-Koelerietum glaucae</i>	0,06174623	4	14209	2224					0,14	2	64000	2024	S	S	S	S	W	S	W	S	X	X	X	X				
<i>Typhetum angustifoliae</i> oraz <i>T. latifoliae</i>	0,0592746	10	5456	3452					0,07	1	64000	1012	S	S	S	S	W	S	W	S	X	X	X	X		X	X	
Zbiorowisko <i>Robinia pseudacacia-Bromus secalinus</i>	0,04279235	2	19694	1646					1,44	10	134400	14674	S	S	S	S	W	W	W	W	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Salicetum pentandro-cinereae</i>	0,11183832	12	8578	5972					1,31	14	86900	18216	S	S	S	S	W	W	W	W	X	X	X	X	X	X		
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	0,03908328	2	17987	1264					0,41	5	76800	6072	S	S	S	S	W	W	W	W	X	X	X	X	X			
<i>Eleocharitetum palustris</i>	0,00597429	1	5499	288					0,21	3	64000	3036	S	S	S	S	W	W	W	W	X	X	X	X	X	X		
Zbiorowisko <i>Trifolium arvense-Elymus repens</i>	0,02127884	2	9793	962					1,51	8	176000	15686	S	S	S	S	W	W	W	W	X	X	X</					

Pierwsza grupa obejmuje typy płatów, których udział powierzchniowy spadł na obu zgeneralizowanych mapach (rastrowej i wektorowej). Jednocześnie spadła liczba płatów i ogólna długość granic. W obrębie tej grupy można wyróżnić dwie podgrupy: (a) podgrupa obejmująca 13 typów, których spadek udziału na mapie wektorowej był stosunkowo niewielki, natomiast wzrosła średnia wielkość pojedynczego płatu. Jednocześnie część tych typów całkowicie zanikła na mapie rastrowej; (b) podgrupa licząca 15 typów, które albo całkowicie zanikły na obu mapach, albo bardzo istotnie zmniejszyły swoją powierzchnię.

Druga grupa obejmuje typy płatów, których udział powierzchniowy spadł na mapie wektorowej, natomiast wzrósł na mapie rastrowej. Należy tu podkreślić, że są to zbiorowiska, które – w większości – na mapie rastrowej uległy rozczłonkowaniu, co w wyniku dało wyraźny wzrost liczby płatów i długości granic. Również w obrębie tej grupy można wyróżnić dwie podgrupy: (a) podgrupa obejmująca 11 typów płatów, które na mapie wektorowej zwiększyły średnią wielkość płatu; (b) podgrupa licząca 23 typy, które po generalizacji zanikły na mapie wektorowej.

Trzecia grupa obejmuje 18 typów płatów, których udział powierzchniowy zwiększył się na mapie wektorowej, natomiast zmniejszył się (czasem aż do zaniku) na mapie rastrowej.

Grupa czwarta to trzy typy roślinności, które zwiększyły swój udział powierzchniowy na obu mapach przy jednoczesnym wzroście średniej wielkości płatu.

Należy podkreślić, że – poza zbiorowiskami reprezentowanymi przez niewielką liczbę bardzo małych płatów, które prawie w całości zanikają na obu mapach – nie można z góry przewidzieć jaki będzie efekt generalizacji, tzn. które typy płatów zwiększą, a które zmniejszą swoją obecność. Nie obserwowano żadnej zależności między kierunkiem zmian a średnimi wartościami początkowych charakterystyk przestrzennych, takich jak liczba płatów, ich średnia powierzchnia i odchylenie standardowe średniej, średnia liczba kształtu, wymiar fraktalny i inne.

W wyniku odrębnych szlaków generalizacyjnych kompozycja krajobrazu określana na podstawie mało szczegółowych map i obrazów rastrowych różni się istotnie od kompozycji określanej na podstawie map wektorowych w analogicznej skali oraz źródłowej mapy szczegółowej (tab. 15). Zgeneralizowane mapy są najmniej do siebie podobne pod względem udziału powierzchniowego poszczególnych typów zbiorowisk oraz pod względem średniej wielkości płatu typu zbiorowiska. W obu tych przypadkach podobień-

stwo jest niższe niż 0,2. Nieco wyższe, ale również niewielkie (powyżej 0,3) jest podobieństwo obu map pod względem liczby płątów przypadających na poszczególne typy oraz łączny obwód tych płątów. Należy tu podkreślić, że zgeneralizowana mapa wektorowa jest – pod niektórymi względami – znacznie bardziej podobna do mapy źródłowej niż zgeneralizowana mapa rastrowa. Jest to szczególnie widoczne w przypadku udziału powierzchniowego poszczególnych typów zbiorowisk (wskaźnik podobieństwa powyżej 0,9) oraz łącznego obwodu dla typów zbiorowiska (podobieństwo powyżej 0,6).

Tabela 15. Współczynniki podobieństwa Czekanowskiego dla wybranych charakterystyk powierzchniowych zbiorowisk roślinnych obszaru "Pińczów" obliczonych na podstawie źródłowej mapy wektorowej (źródłowa) oraz zgeneralizowanych map wektorowej (wektor 64) i rastrowej (raster 64) o polu podstawowym nie mniejszym niż 64 000 m²

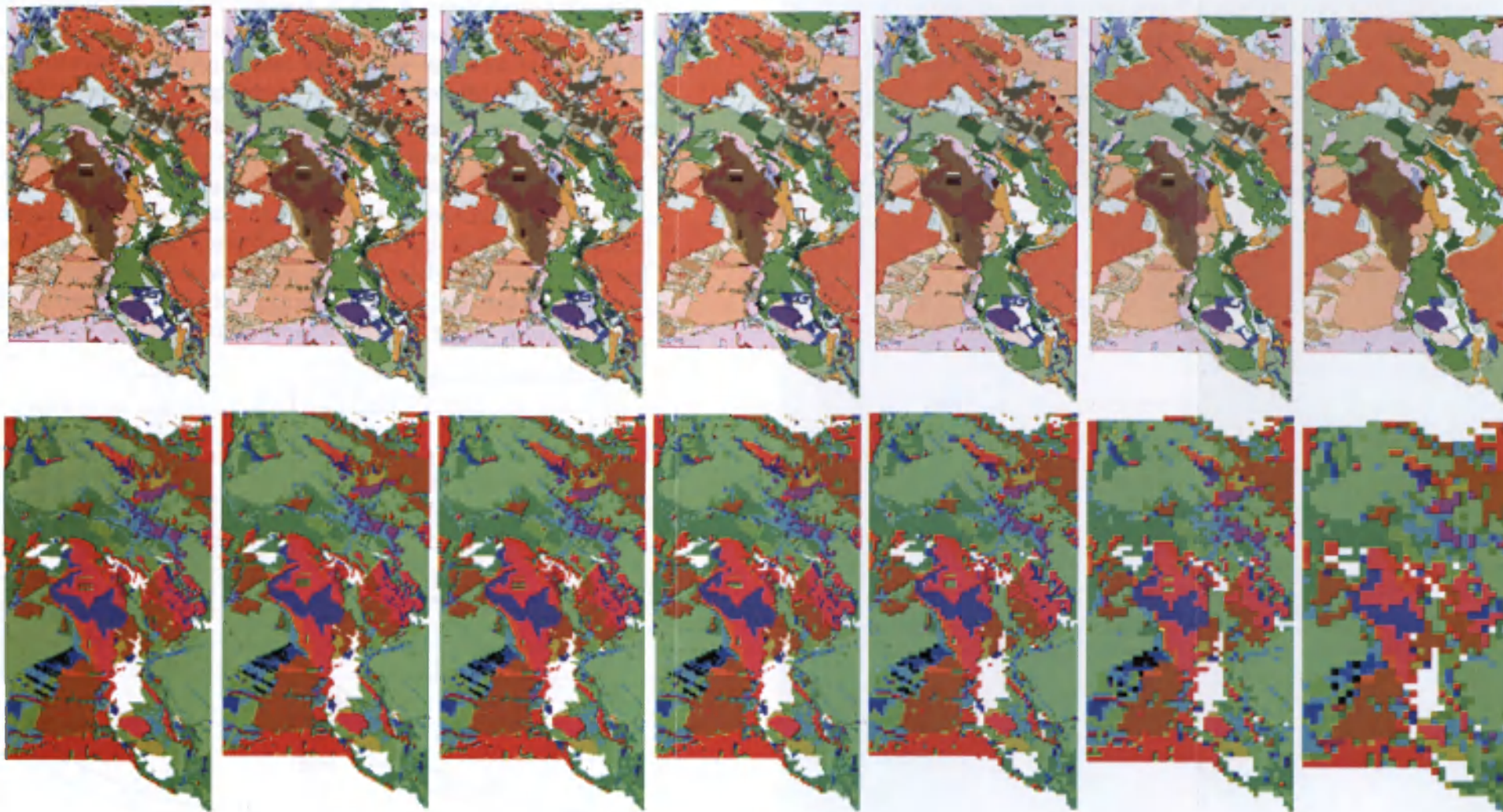
Udział powierzchniowy typów zbiorowisk				Liczba płątów dla typów zbiorowisk			
	źródłowa	wektor 64	raster 64		źródłowa	wektor 64	raster 64
źródłowa	x	0,908	0,241	źródłowa	x	0,317	0,303
wektor 64		x	0,191	wektor 64		x	0,379
raster 64			x	raster 64			x

Średnia wielkość płątu dla typu zbiorowiska				Łączny obwód dla typu zbiorowiska			
	źródłowa	wektor 64	raster 64		źródłowa	wektor 64	raster 64
źródłowa	x	0,451	0,249	źródłowa	x	0,685	0,374
wektor 64		x	0,195	wektor 64		x	0,309
raster 64			x	raster 64			x

6.2.3. ZWIĄZEK WSKAŹNIKÓW STRUKTURY PRZESTRZENNEJ ZE SKALĄ ANALIZY NA OBSZARZE TESTOWYM "PIŃCZÓW"

W przeciwieństwie do omówionych powyżej wskaźników charakteryzujących kompozycję krajobrazu, wskaźniki konfiguracji zmieniają się znacznie bardziej regularnie, choć niejednolicie. Ze względu na sposób i kierunek zmian dwanaście analizowanych wskaźników można połączyć w 6 grup.

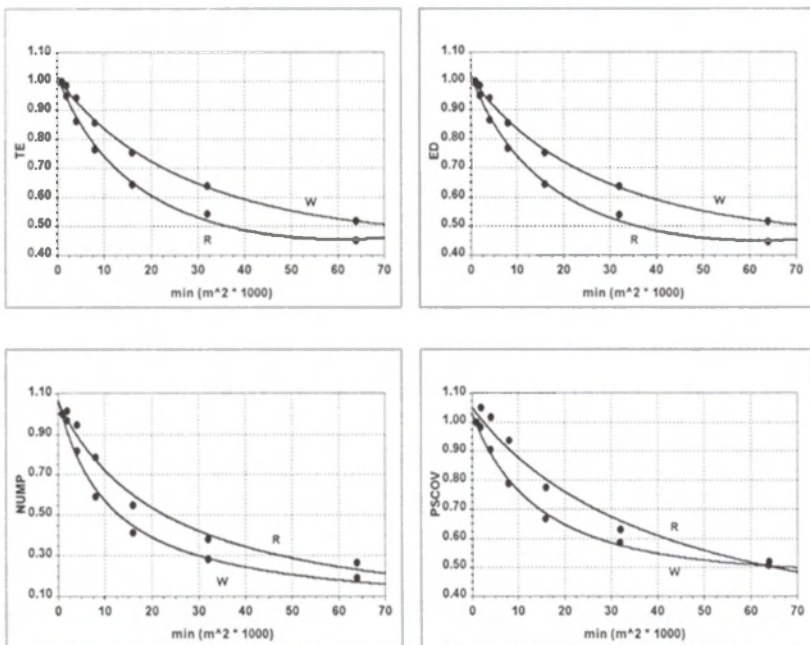
Pierwsza grupa (ryc. 42) obejmuje wskaźniki charakteryzujące strukturę granic, a mianowicie łączną długość granic (TE) oraz gęstość granic (ED). Wraz ze wzrostem minimalnej wyróżnianej powierzchni wartości obu tych wskaźników zmniejszają się w sposób bardzo zbliżony na obu mapach (tab. 16), przy czym tempo spadku na mapie wektorowej jest mniejsze niż na mapie rastrowej. Jednocześnie warto zauważyć, że im wyższy poziom generalizacji, tym tempo zmian wartości wskaźników jest mniejsze.



Ryc. 41. Wyniki generalizacji mapy roślinności rzeczywistej obszaru "Pinczów". Szereg górny – ujęcie wektorowe, szereg dolny – ujęcie rastrowe. W każdym szeregu minimalna wyróżniona powierzchnia wynosi kolejno: 1000, to 2000, 4000, 8000, 16000, 32000 and 64000 m².
 Fig. 41. The results of generalization of the actual vegetation maps of the "Pinczów" test area. Upper line – vector maps; lower line – raster maps. The minimal patch area changes from 1000, to 2000, 4000, 8000, 16000, 32000 and 64000 m².

Druga grupa (ryc. 42) obejmuje wskaźniki charakteryzujące płaty, a mianowicie łączną ich liczbę (NUMP) oraz współczynnik zmienności średniej wielkości platu (PSCOV). Wraz ze wzrostem minimalnej wyróżnianej powierzchni wartości obu tych wskaźników spadają w sposób bardzo zbliżony na obu mapach (tab. 16), przy czym tempo spadku na mapie wektorowej jest większe niż na mapie rastrowej. Jednocześnie warto zauważyć, że im wyższy poziom generalizacji, tym tempo zmian wartości wskaźników jest mniejsze.

Wskaźniki trzeciej grupy charakteryzują kształty płatów (ryc. 43) i obejmują średni wymiar fraktalny platu (MPFD) oraz średni wskaźnik kształtu (MSI). Wskaźniki te wykazują zupełnie inny kierunek zmian na mapach wektorowych i rastrowych (tab. 16). Na mapie wektorowej wartość wskaźników początkowo rośnie, a następnie, przy polu podstawowym równym i większym od 16000 m² utrzymuje się na prawie stałym poziomie. Na mapie rastrowej wartość wskaźników początkowo spada, ale dla pól podstawowych większych od 16000 m² również utrzymuje się na prawie stałym poziomie.



Ryc. 42. Związek między wielkością pola podstawowego a wartościami wybranych wskaźników struktury przestrzennej krajobrazu. W – mapa wektorowa, R – mapa rastrowa. TE – ogólna długość granic; ED – gęstość granic (długość granic na jednostkę powierzchni); NUMP – liczba płatów; PSCOV – współczynnik wariacji średniej wielkości platu.

Fig. 42. The relationship between the minimal patch area (X axis) and chosen indices of landscape spatial structure. W – vector map; R – raster map; TE – total edge; ED – edge density; NUMP – number of patches; PSCOV – patch size coefficient of variance.

Tabela 16. Korelacje między wybranymi metrykami przestrzennymi (zmiennie zależne) a wielkością minimalnego płatu wyróżnianego na mapie (zmienna niezależna). Do obliczeń związków wykorzystano dane otrzymane dla obszaru testowego "Pińczów", w których wartości metryk dla map pochodnych wyrażono jako wartość względną w stosunku do mapy źródłowej

Zmienna zależna	Rodzaj mapy	Współczynnik korelacji	Błąd standardowy	Funkcja	Współczynniki			
					a	b	c	d
TE	wektorowa	0,998	0,0135	$y=1/(a+bx+cx^2)$	0,98155	0,021856	-0,000114	
TE	rastrowa	0,9968	0,02	$y=1/(a+bx+cx^2)$	0,985569	0,03987	-0,000329	
ED	wektorowa	0,998	0,0125	$y=1/(a+bx+cx^2)$	0,98155	0,021856	-0,000114	
ED	rastrowa	0,9974	0,0183	$y=1/(a+bx+cx^2)$	0,98491	0,039884	-0,000322	
NUMP	wektorowa	0,9925	0,0481	$y=1/(a+bx+cx^2)$	0,943923	0,083966	-0,000089	
NUMP	rastrowa	0,9901	0,0504	$y=1/(a+bx+cx^2)$	0,947287	0,042854	0,000147	
PSCOV	wektorowa	0,9957	0,0218	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	0,476369	-0,537069	0,035783	
PSCOV	rastrowa	0,9824	0,0443	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	0,229646	-0,781009	0,005651	
MPFD	wektorowa	0,9792	0,0023	$y=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$	0,99799	0,081306	0,078148	0,000027
MPFD	rastrowa	0,9849	0,0052	$y=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$	1,004164	0,185317	0,198182	-0,000016
MSI	wektorowa	0,9885	0,0144	$y=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$	0,98558	0,072119	0,052012	0,000139
MSI	rastrowa	0,9833	0,0258	$y=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$	1,020327	0,148919	0,213425	-0,000081
AWMPFD	wektorowa	0,9951	0,001	$y=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$	1,00083	0,055833	0,057107	0,000003
AWMPFD	rastrowa	0,9974	0,0024	$y=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$	1,002742	0,034945	0,038592	-3,563E-07
AWMSI	wektorowa	0,9928	0,0766	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	0,864334	-0,140559	0,065121	
AWMSI	rastrowa	0,9952	0,0186	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	0,543904	-0,468618	0,027003	
MPS	wektorowa	0,9993	0,0698	$y=a+bx+cx^2$	0,910412	0,100961	-0,000509	
MPS	rastrowa	0,9977	0,0829	$y=a+bx+cx^2$	0,892376	0,061904	-0,000258	
PSSD	wektorowa	0,9989	0,0337	$y=a+bx+cx^2$	0,967689	0,044893	-0,000286	
PSSD	rastrowa	0,9989	0,02	$y=a+bx+cx^2$	0,980827	0,02875	-0,000208	
MPE	wektorowa	0,9965	0,0665	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	2,759653	1,800851	0,077417	
MPE	rastrowa	0,9793	0,0668	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	1,951735	1,106491	0,031358	
RICH	wektorowa	0,9968	0,0148	$y=a+bx+cx^2$	1,017786	-0,011186	0,000068	
RICH	rastrowa	0,994	0,0114	$y=a/(1+b*exp(-cx))$	0,724333	-0,266376	0,025962	

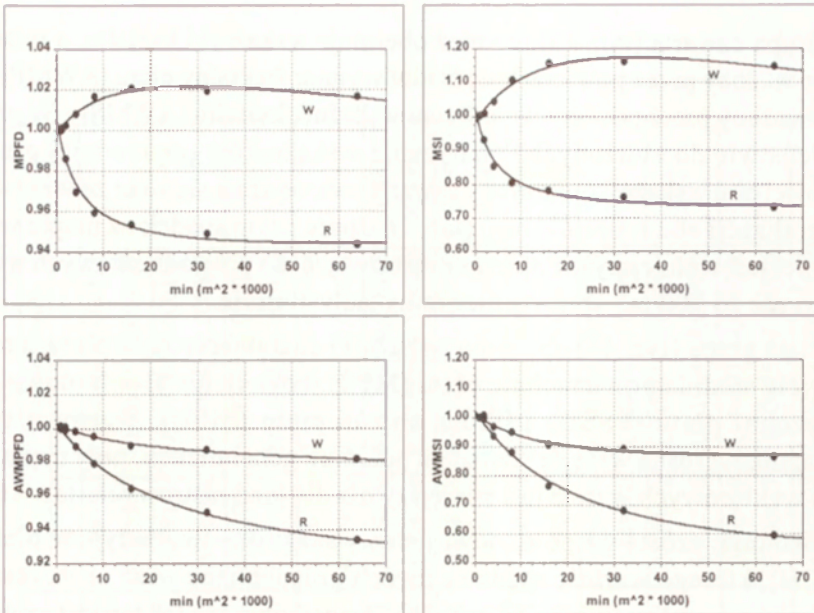
Grupa czwarta (ryc. 43) również obejmuje wskaźniki kształtu, a mianowicie ważony przez powierzchnię średni wymiar fraktalny płatu (AWMPFD) oraz ważony przez powierzchnię średni wskaźnik kształtu (AWMSI). W przeciwieństwie do zbliżonych tematycznie wskaźników poprzedniej grupy, wartości obu wskaźników z grupy czwartej zmniejszają się wraz ze wzrostem generalizacji obu rodzajów map (tab. 16), przy czym spadek na mapie wektorowej jest wolniejszy niż na mapie rastrowej, a dla pól podstawowych większych niż $16\ 000\ m^2$ – prawie nieistotny statystycznie.

Piąta grupa (ryc. 44) obejmuje wskaźniki charakteryzujące płaty, a mianowicie średnią powierzchnię płatu (MPS), odchylenie standardowe powierzchni płatu (PSSD) i średni obwód płatu (MPE). Wartości tych wskaźników rosną wraz ze wzrostem poziomu generalizacji, przy czym dla map wektorowych wzrost jest silniejszy niż dla map rastrowych (tab. 16).

Ostatnią, szóstą grupę stanowi jeden wskaźnik – liczba typów płatów (RICH), którego wartość spada na dwóch grupach map wraz ze wzrostem poziomu generalizacji (ryc. 44, tab. 16). Początkowo spadek ten jest szybszy na mapach rastrowych, później jednak spadek na mapach wektorowych jest znacznie bardziej wyraźny.

Ogólnie biorąc, wszystkie analizowane miary (metryki) krajobrazowe są czułe na wielkość pola podstawowego analizy – niezależnie od ujęcia wektorowego lub rastrowego. Wpływ wielkości pola podstawowego na wartości metryki dla 6 wskaźników jest silniejszy przy ujęciu rastrowym, a dla pozostałych sześciu – przy ujęciu wektorowym. Interesujące jest, że w kilku przypadkach tempo spadku lub wzrostu wyraźnie się zmienia przy wielkości pola podstawowego równego ok. $16\ 000\ m^2$ – co świadczy o występowaniu co najmniej dwóch, nakładających się wzorów struktury przestrzennej, pierwszego – dotyczącego układu mozaiki drobnopowierzchniowej, i drugiego – ujawniającego się w skalach bardziej przeglądowych.

Należy także podkreślić, że ujęcie rastrowe – w porównaniu z wektorowym – wskazuje na znacznie większe rozczłonkowanie terenu. Wynika to z dwóch powodów: po pierwsze, część stosunkowo małych płatów może być przewiększana, a przez to dłużej uwzględniana w analizie, a po drugie – następuje fragmentacja powierzchni większych, ale o bardzo silnie rozczłonkowanych kształtach.



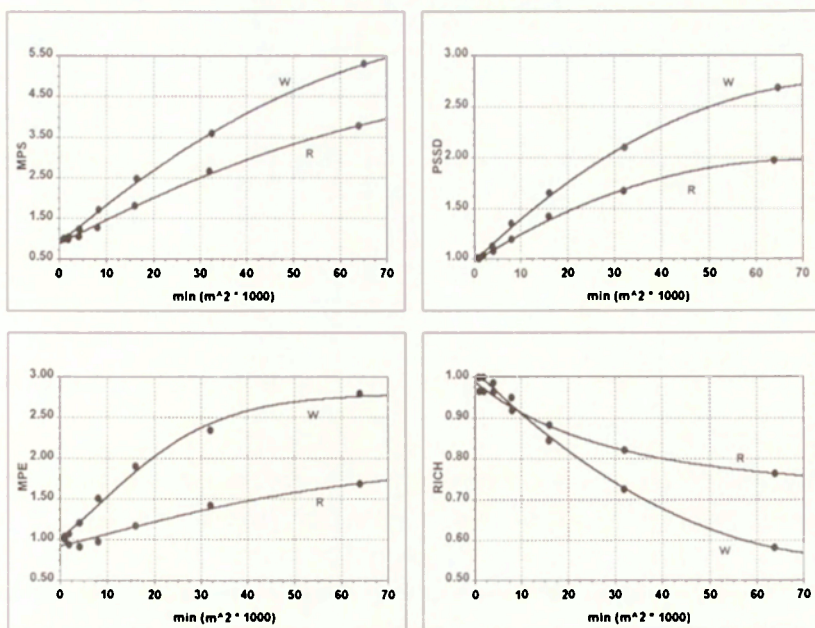
Ryc. 43. Związek między wielkością pola podstawowego a wartościami wybranych wskaźników struktury przestrzennej krajobrazu. W – mapa wektorowa; R – mapa rastrowa; MPFD – średni wymiar fraktalny platu; MSI – średni wskaźnik kształtu (liczony przy założeniu, że dla danej powierzchni minimalny obwód ma koło – w ujęciu wektorowym – lub kwadrat – przy ujęciu rastrowym); AWMPPFD – ważony przez powierzchnię platu średni wymiar fraktalny platu; AWMSI – ważony przez powierzchnię platu średni wskaźnik kształtu.

Fig. 43. The relationship between the minimal patch area (X axis) and chosen indices of landscape spatial structure. W – vector map; R – raster map; MPFD – mean patch fractal dimension; MSI – mean size index (calculated on the basis that the figure with the smallest perimeter is: a circle – for a vector map, and a quadrat – for a raster map); AWMPPFD – area weighted mean patch fractal dimension; AWMSI – area weighted mean size index.

6.2.4. ZALEŻNOŚCI ALLOMETRYCZNE NA OBSZARZE TESTOWYM "PIŃCZÓW"

Wszystkie analizowane w poprzednim podrozdziale wskaźniki są ze sobą silnie skorelowane, przy czym w przypadku szeregu generalizacyjnego mapy wektorowej na 66 możliwych powiązań między 12 analizowanymi wskaźnikami wartość współczynnika korelacji powyżej 0,9 występuje 53 razy, a w 13 przypadkach mieści się w przedziale od 0,7 do 0,9. W szeregu generalizacyjnym map rastrowych korelacje są tylko nieco słabsze; w 51 przypadkach powyżej 0,9, w 13 przypadkach w przedziale 0,7–0,9 oraz dwa razy w przedziale od 0,6 do 0,7.

Jednak jedynie w czterech przypadkach mamy do czynienia z zależnością allometryczną postaci $y = ax^b$ (tab. 17), co świadczy o tym, że wyniki analizy struktury przestrzennej w jednej skali są w niewielkim stopniu podobne



Ryc. 44. Związek między wielkością pola podstawowego a wartościami wybranych wskaźników struktury przestrzennej krajobrazu. W – mapa wektorowa; R – mapa rastrowa; MPS – średnia wielkość płatów; PSSD – odchylenie standardowe średniej wielkości płatów; MPE – średnia długość granic pojedynczego płatów; RICH – liczba typów płatów.

Fig. 44. The relationship between the minimal patch area (X axis) and chosen indices of landscape spatial structure. W – vector map; R – raster map; MPS – mean patch size; PSSD – patch size standard deviation; MPE – mean patch edge; RICH – number of patch types.

do wyników analiz przeprowadzonych na podstawie danych w innej skali szczegółowości.

Sz szczególnie interesująca jest zależność między odchyleniem standardowym (PSSD) i średnią wielkością płatów (MPS). Podobną zależność opisano wielokrotnie, zarówno w odniesieniu do zjawisk przyrodniczych, jak i ekonomicznych, choć w naszym przypadku wartości współczynnika wykładniczego (między 0,5 a 0,6) są znacznie wyższe od danych cytowanych w literaturze, a mieszczących się najczęściej w przedziale od ok. 0,17 do ok. 0,33 (Stanley i in. 2000).

Należy również podkreślić, że choć dla ujęcia wektorowego i rastrowego uzyskano te same pary wskaźników powiązanych zależnością allometryczną, to współczynniki wykładnicze są zdecydowanie inne. Jest to wyraźny dowód, że reguły umożliwiające określenie podobieństwa struktury krajobrazu w różnych skalach nie mają charakteru bezwzględny, lecz są zależne od sposobu analizy.

Tabela 17. Związki korelacyjne według reguły allometrycznej $y=ax^b$ dla obszaru "Pińczów" w zakresie wielkości pola podstawowego od poniżej 1000 m² do 64 000 m²

y	x	Mapa rastrowa			Mapa wektorowa		
		a	b	współczynnik korelacji	a	b	współczynnik korelacji
PSCOV	MPS	1340,7484	-0,493	0,9948	53848,141	-0,4224	0,999
PSSD	MPS	13,9527	0,4898	0,9977	438,7614	0,5948	0,9994
AWMSI	MPS	6,2945	-0,3913	0,9942	6,7287	-0,0903	0,9882
TE	NUMP	11,3269	0,6053	0,9803	119,9628	0,3586	0,9934

6.2.5. WPLYW SPOSOBU ANALIZY NA OCENĘ RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU – PODSUMOWANIE

Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie map rastrowych daje najczęściej inne wyniki w porównaniu z oceną prowadzoną na podstawie map wektorowych (Dillworth i in. 1994; Flamm, Turner 1994; Bettinger i in. 1996; Solon 2000a). Generalnie lepszy jest model wektorowy, bazujący na rozmieszczeniu konkretnych płatów, niż model rastrowy, opisujący rozmieszczenie atrybutów (cech) w geometrycznych, arbitralnie wytyczonych komórkach sieci (Dillworth i in. 1994; Flamm, Turner 1994). Ujęcie rastrowe daje obraz znacznie bardziej losowego rozkładu wielkości powierzchni płatów w porównaniu z ujęciem wektorowym, przy czym przy polach podstawowych mniejszych lub równych medianie powierzchni płatu (obliczonej na podstawie mapy wektorowej najbardziej szczegółowej w serii analiz) odchylenia nie są zbyt duże, natomiast przy polach podstawowych większych różnice są znaczne (Solon 2000a). Jednocześnie model rastrowy daje niższe wartości powierzchni dla płatów dużych oraz wyższe wartości długości granic (Flamm, Turner 1994).

Należy tu jednocześnie podkreślić, że szczegółowa analiza charakterystyk powierzchniowych dla poszczególnych typów płatów (elementów krajobrazu) pokazuje, że różnice między mapą rastrową i wektorową nie mają charakteru przewidywalnego i systematycznego; w analizowanym w poprzednich podrozdziałach przypadku różnice wskaźników powierzchniowych między mapą wektorową i rastrową nie zależą ani od rzeczywistego udziału powierzchniowego typu jednostki, ani od stopnia rozdrobnienia powierzchni, ani od liczby płatów poszczególnych typów. Z przedstawionych wyżej analiz wynika również że nie można z góry przewidzieć jaki będzie efekt generalizacji, tzn. które typy płatów zwiększą, a które zmniejszą swoją obecność i jaki to ma wpływ na zmiany wartości wskaźników kompozycji i konfiguracji krajobrazu (por.: Moody, Woodcock 1995).

Wpływ poziomu generalizacji na wyniki oceny różnorodności wskazuje na trudności w porównywaniu rezultatów otrzymanych różnymi metodami dla różnych krajobrazów lub różnych momentów czasowych. Z drugiej jednak strony z przeprowadzonej analizy wynika, że dla porównywania różnych aspektów różnorodności (kompozycji i konfiguracji) różnych krajobrazów należy wykorzystać profile wieloskalowe, obrazujące zmienność wybranych wskaźników w dużym zakresie zmienności minimalnego pola podstawowego.

Nie wszystkie z możliwych wskaźników równie dobrze charakteryzują strukturę krajobrazu przy różnym stopniu generalizacji. J. Griffith i in. (2000) wykazali, że spośród 27 przebadanych metryk krajobrazowych jedynie kilka (modyfikowany wskaźnik różnorodności Simpsona, ważony średni wymiar fraktalny płatu, wskaźnik zróżnicowania granic IJI, wielkość największego płatu) są wystarczające do pełnej charakterystyki wieloskalowej, gdyż najsilniej reagują na zmiany rozdzielczości analizy.

Zdaniem S. Santiago i J. Martinez-Millan (2001) najmniej zależny od szczegółowości mapy jest wskaźnik gęstości granic, natomiast najbardziej zależne są wskaźniki kształtu (indeks kształtu, wymiary fraktalne). Inne jeszcze wyniki otrzymali D. Brown i in. (2000). Ich zdaniem średnia wielkość płatu i liczba płatów to wskaźniki najsilniej zależne od jakości i rodzaju obrazu rastrowego oraz od sposobu analizy. Mniej zależne okazały się natomiast: ogólny udział powierzchniowy poszczególnych typów płatów oraz gęstość granic.

Żaden z przytoczonych powyżej wyników nie pokrywa się do końca z rezultatami otrzymanymi dla obszaru "Pińczów", na którym najmniejszą zależność od poziomu generalizacji wykazały wskaźniki charakteryzujące kształty płatów, a najsilniejszą – bogactwo typów płatów i średnia powierzchnia płatu. Taki duży rozrzut poglądów świadczy wyraźnie, że rodzaj zmienności poszczególnych metryk krajobrazowych jest cechą swoistą dla poszczególnych obszarów i – być może – typów krajobrazu.

Łączna analiza profili wieloskalowych oraz określenie zależności allometrycznych między wskaźnikami struktury krajobrazowej umożliwia również opisanie różnych, nakładających się wzorów struktury przestrzennej, odpowiadających odrębnym poziomom hierarchicznej organizacji krajobrazu. Należy przy tym przypuszczać, że reguły skalowania (wykładniki w równaniach allometrycznych) mogą być różne na różnych poziomach hierarchii przestrzennej (por.: Kunin i in. 2001).

6.3. AUTOKORELACJA PRZESTRZENNA ZBIOROWISK

6.3.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Wykazana w poprzednim rozdziale zależność wartości metryk krajobrazowych od rozdzielczości danych źródłowych oraz istnienie progów wielkościowych powierzchni minimalnej, przy której następują wyraźne zmiany wartości wskaźników, wyraźnie świadczą o istnieniu odmiennych skal przestrzennych dla różnych zbiorowisk. W szczególności dotyczy to obszarów różnej wielkości, na których powtarza się wzór rozmieszczenia zbiorowisk określonych typów.

Złożona struktura przestrzena roślinności jest wynikiem wielu różnych procesów, z których każdy realizuje się w innej skali. Dotyczy to zarówno rozmieszczenia zbiorowisk roślinnych, jak i osobników poszczególnych gatunków, biomasy oraz innych atrybutów szaty roślinnej. Z badań A. Lobo i in. (1998) wynika np., że wartości wskaźnika biomasy są rozmieszczone w przestrzeni wg trzech nakładających się wzorów: (a) zmiany o charakterze wykładniczym – realizującej się na odcinkach 0–4 m i związanej z procesami lokalnymi (w analizowanym przypadku – mikroźródnicowaniem wywołanym przez nory gryzoni); (b) trendu liniowego, realizującego się w większych skalach przestrzennych i odpowiadającego ogólnym zmianom topografii; (c) powtarzającej się regularnie struktury związanej z rozmieszczeniem gleb o różnej żyzności na powierzchni badawczej. Stwierdzenie powyższych zależności było możliwe jedynie dzięki zastosowaniu analizy autokorelacji przestrzennej, wykorzystującej semiwariogramy do wyróżniania i interpretacji kolejnych skal przestrzennych.

Również J. Meisel i M. Turner (1998) podkreślają znaczenie analizy semiwariancji jako narzędzia do wykrywania skali zmienności danych przestrzennych. W ich badaniach w parku Yellowstone metoda ta zdała egzamin przy: (a) określeniu zmienności przestrzennej cech środowiska abiotycznego (wysokość, nachylenie, ekspozycja, typ siedliska) dla danych ciągłych, (b) określaniu zachowania się dużych kopytnych – dla danych punktowych nieciągłych.

Nieciągłe dane punktowe są często wykorzystywane do określenia autokorelacji między osobnikami roślin. M. Verdu i P. Garcia Fayos (1998) zastosowali tę metodę do opisu rozmieszczenia siewek na starych ugorach. W ich interpretacji w skalach poniżej 20 m semiwariancja rośnie, wskazując na utratę podobieństwa między stanowiskami wraz ze wzrostem odległości między

nimi. Płaski semiwariogram na odcinku od 20 do 250 m wskazuje na przestrzenną niezależność między miejscami. Od 250 m semiwariancja znowu rośnie, co wskazuje na istnienie nowej zależności przestrzennej w większej skali.

Inny wymiar przestrzenny wykazano dla zróżnicowania form koron drzew *Pinus contorta* var. *latifolia*. W zakresie od 1 do 10 km rozmieszczenie określonych form ma charakter losowy, podczas gdy w większych i mniejszych zakresach przestrzennych – równomierny (Tinker i in. 1994).

Wielu autorów, podkreślając możliwości zastosowania analizy autokorelacji, zwraca uwagę na trudności w interpretacji semiwariogramów oraz ograniczenia ich stosowalności, szczególnie w przypadku występowania wyraźnych nieciągłości w środowisku abiotycznym (Lobo i in. 1998; Meisel, Turner 1998).

Dla analizy autokorelacji wiele zjawisk przestrzennych można przedstawić zarówno w postaci zmiennych ciągłych, jak i nieciągłych zmiennych punktowych (Meisel, Turner 1998).

Szczególnie interesujące jest zastąpienie oceny rozmieszczenia płatów zbiorowisk oceną rozmieszczenia centroidów tych płatów. W ten sposób pomija się w analizie autokorelację płatów samych ze sobą, natomiast uwzględnia się zależności przestrzenne między płatami.

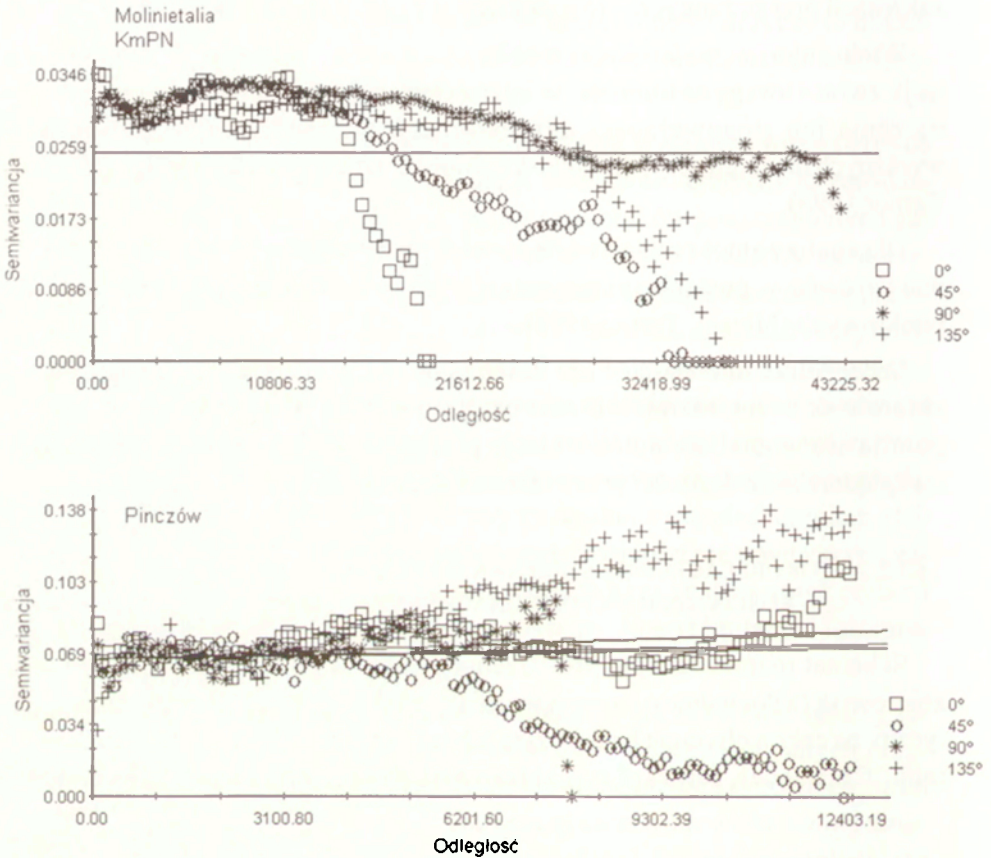
6.3.2. AUTOKORELACJA PRZESTRZENNA WYBRANYCH TYPÓW ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA POLIGONACH "KMPN" I "PIŃCZÓW"

Schemat rozmieszczenia przestrzennego płatów poszczególnych typów zbiorowisk (a dokładnie – rozmieszczenia centroidów płatów) może być identyczny na całym obszarze badawczym lub też różny w różnych jego fragmentach. Co więcej, ten sam typ zbiorowiska może charakteryzować się

odmiennym rozmieszczeniem w przestrzeni na różnych powierzchniach testowych.

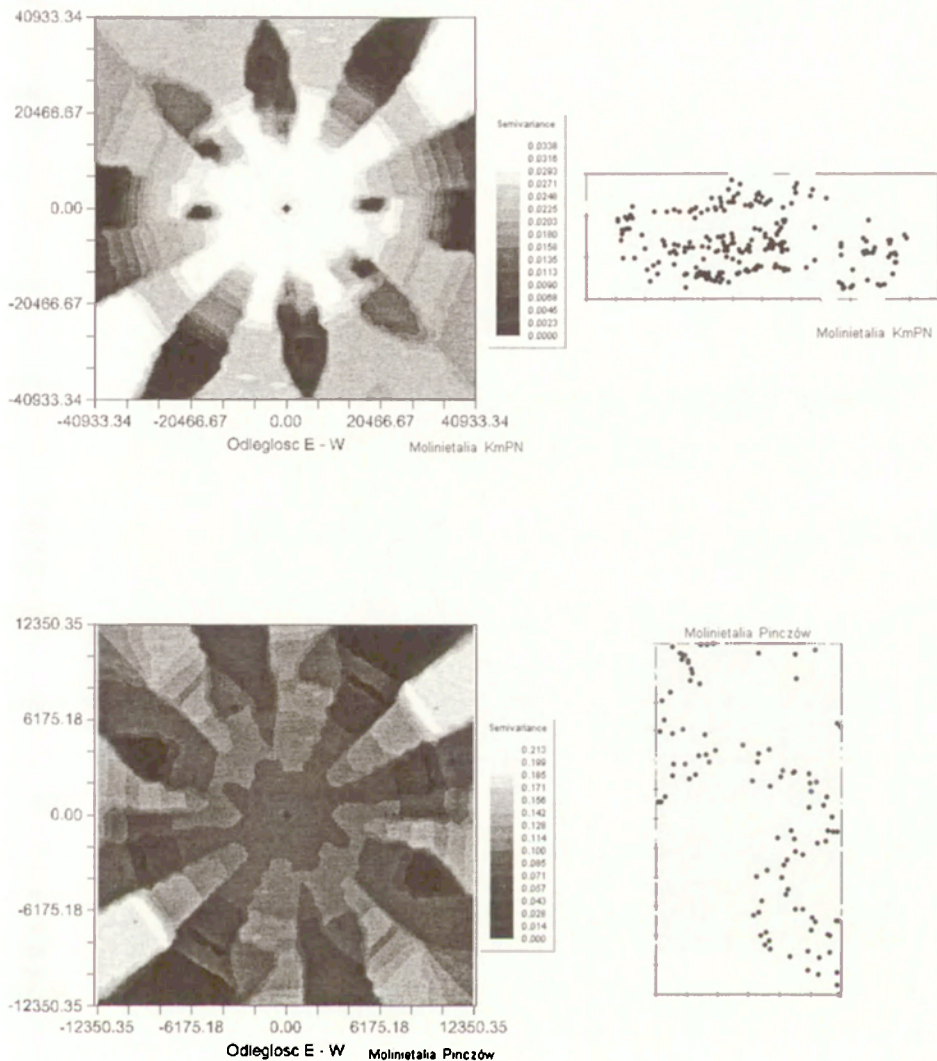
Analiza autokorelacji wskazuje, że:

– w przypadku płatów wilgotnych łąk z rzędu *Molinietalia* (ryc. 45 i ryc. 46) na obszarze “KmPN” semiwariancja spada we wszystkich kierun-



Ryc. 45. Semiwariogramy rozmieszczenia centroidów płatów łąk z rzędu *Molinietalia* na obszarach “KmPN” i “Pińczów”.

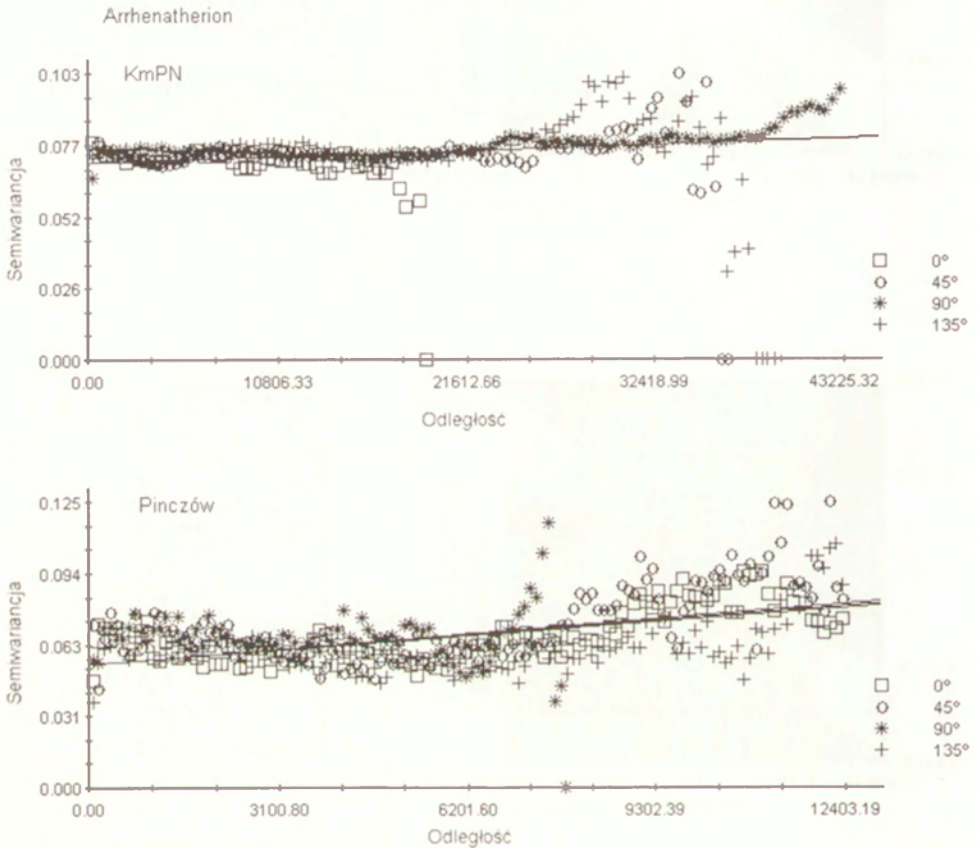
Fig. 45. Semivariograms of centroids of patches of meadows of *Molinietalia* order on “KmPN” and “Pińczów” test areas.



Ryc. 46. Przestrzenna zmienność semiwariancji rozmieszczenia centroidów oraz rzeczywiste rozmieszczenie centroidów płatów łąk z rzędu *Molinietaia* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

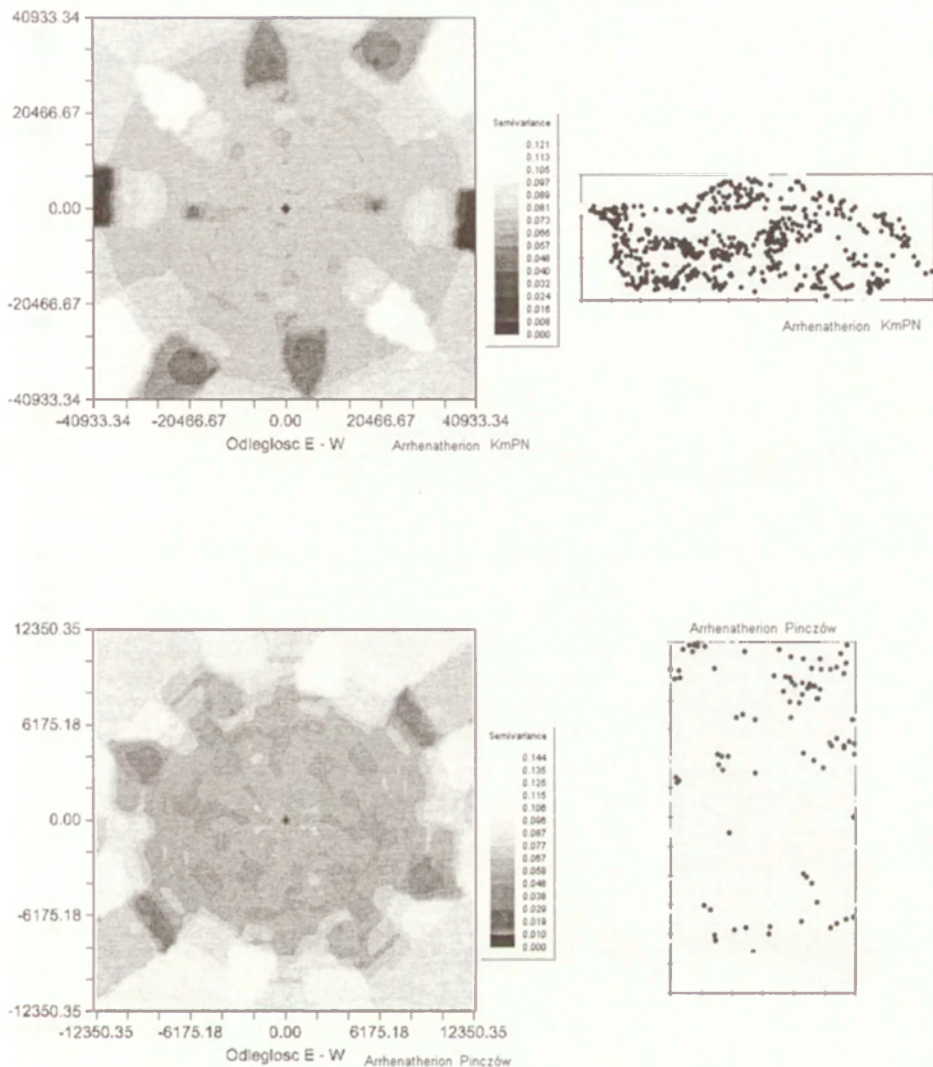
Fig. 46. Spatial differentiation of semivariance of centroids of patches of meadows of *Molinietaia* order and their real location on "KmPN" and "Pińczów" test areas.

kach wraz ze wzrostem odległości, natomiast na obszarze “Pińczów” spada jedynie w kierunku 45 stopni, a we wszystkich innych kierunkach wzrasta;



Ryc. 47. Semiwariogramy rozmieszczenia centroidów płatów łąk ze związku *Arrhenatherion* na obszarach “KmPN” i “Pińczów”.

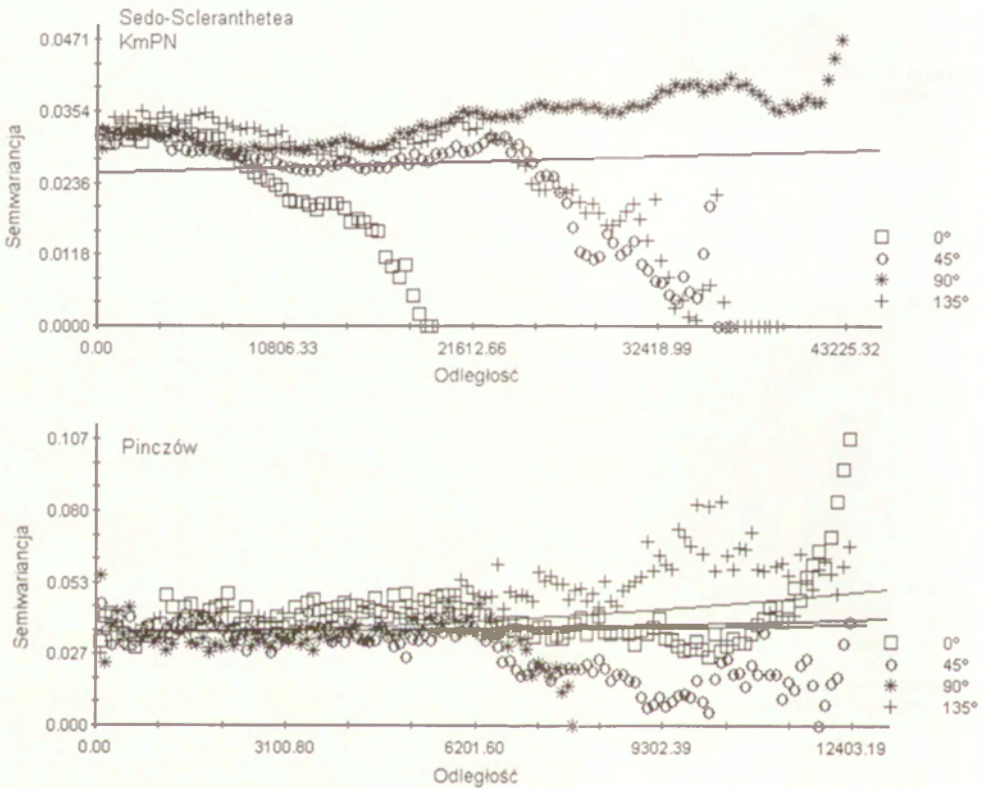
Fig. 47. Semivariograms of centroids of patches of meadows of *Arrhenatherion* alliance on “KmPN” and “Pińczów” test areas.



Ryc. 48. Przestrzenna zmienność semiwariancji rozmieszczenia centroidów oraz rzeczywiste rozmieszczenie centroidów płatów łąk ze związku *Arrhenatherion* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

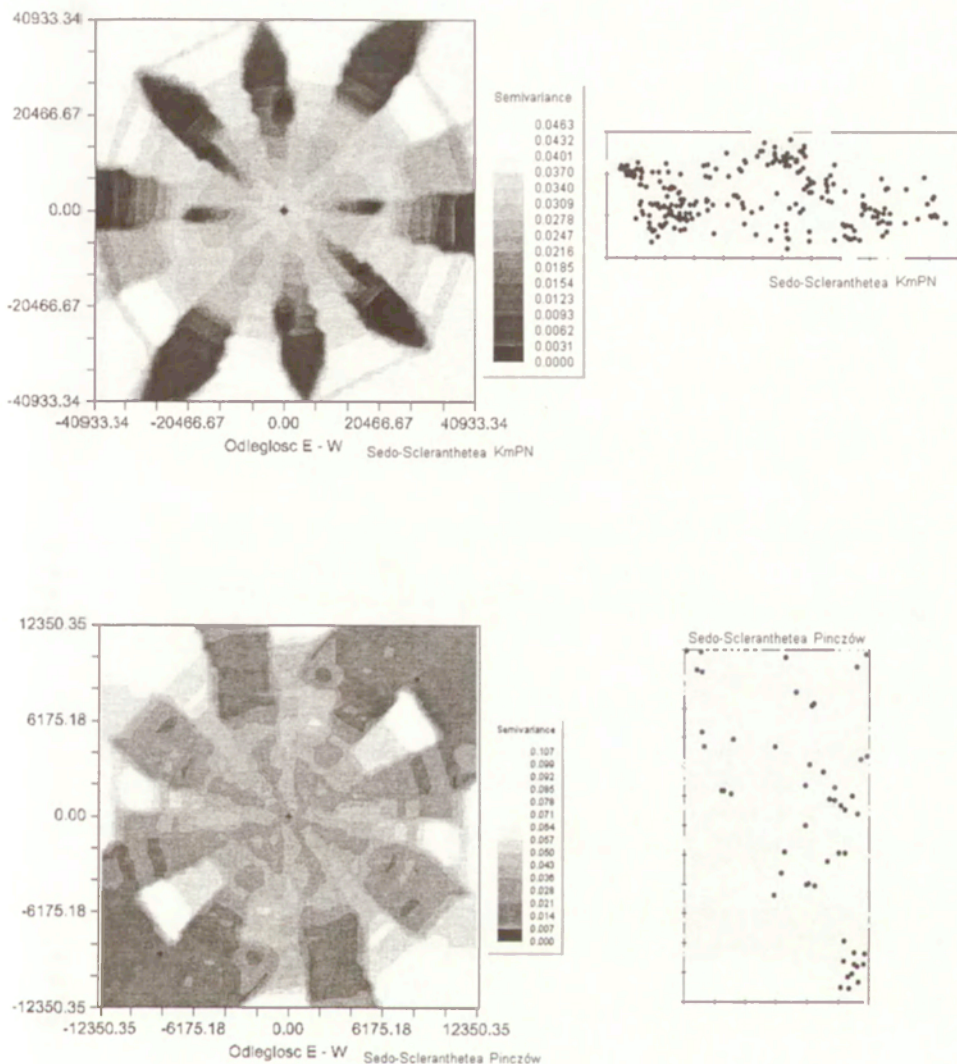
Fig. 48. Spatial differentiation of semivariance of centroids of patches of meadows of *Arrhenatherion* alliance and their real location on "KmPN" and "Pińczów" test areas.

– w przypadku płatów łąk świeżych ze związku *Arrhenatherion* (ryc. 47 i ryc. 48) na obu poligonach testowych semiwariancja rośnie we wszystkich kierunkach wraz ze wzrostem odległości;



Ryc. 49. Semiwariogramy rozmieszczenia centroidów płatów muraw z klasy *Sedo-Scleranthetea* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

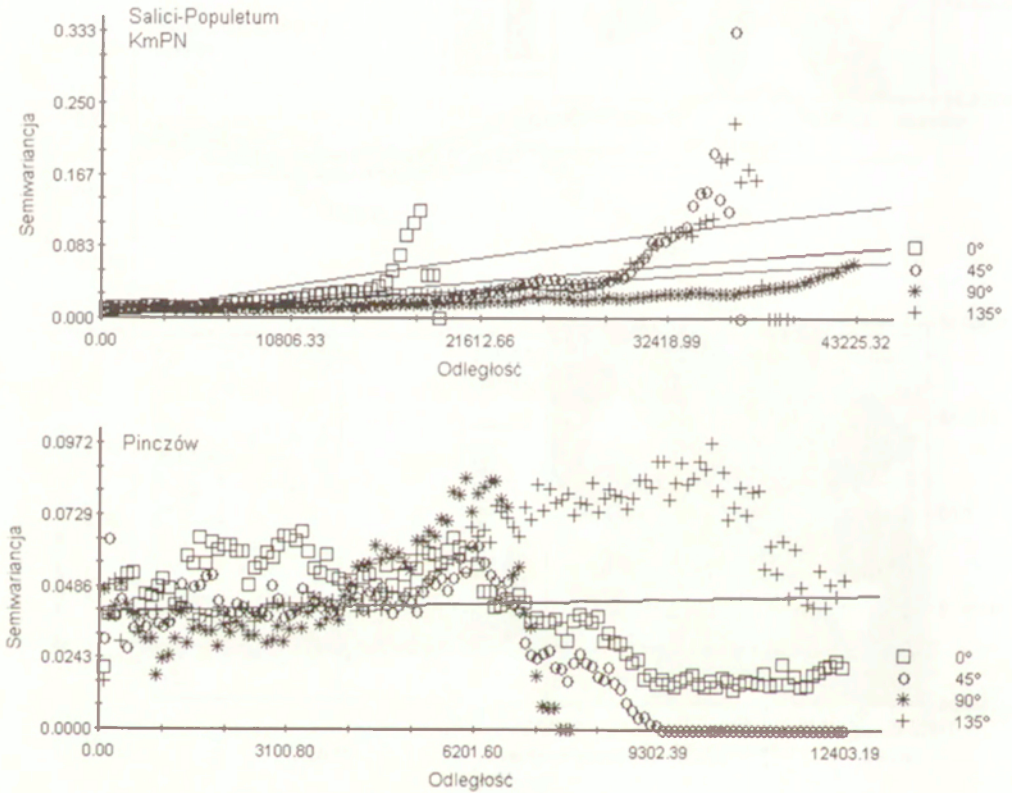
Fig. 49. Semivariograms of centroids of patches of dry grasslands of *Sedo-Scleranthetea* class on "KmPN" and "Pińczów" test areas.



Ryc. 50. Przestrzenna zmienność semiwariancji rozmieszczenia centroidów oraz rzeczywiste rozmieszczenie centroidów płatów muraw z klasy *Sedo-Scleranthetea* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

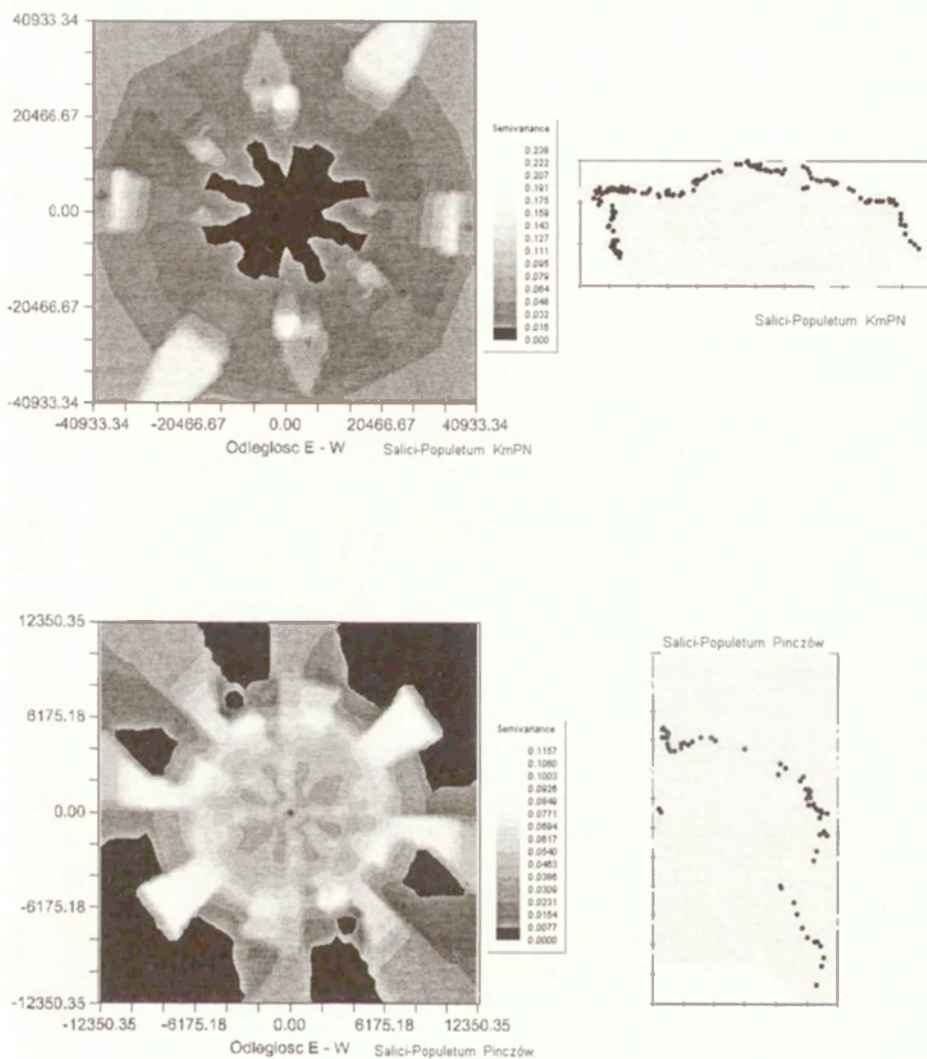
Fig. 50. Spatial differentiation of semivariance of centroids of patches of dry grasslands of *Sedo-Scleranthetea* class and their real location on "KmPN" and "Pińczów" test areas.

– w przypadku płatów muraw piaskowych z klasy *Sedo-Scleranthetea* (ryc. 49 i ryc. 50) na obu poligonach badawczych w niektórych kierunkach semiwariancja spada, a na innych rośnie wraz ze wzrostem odległości;



Ryc. 51. Semiwariogramy rozmieszczenia centroidów płatów łągów *Salici-Populetum* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

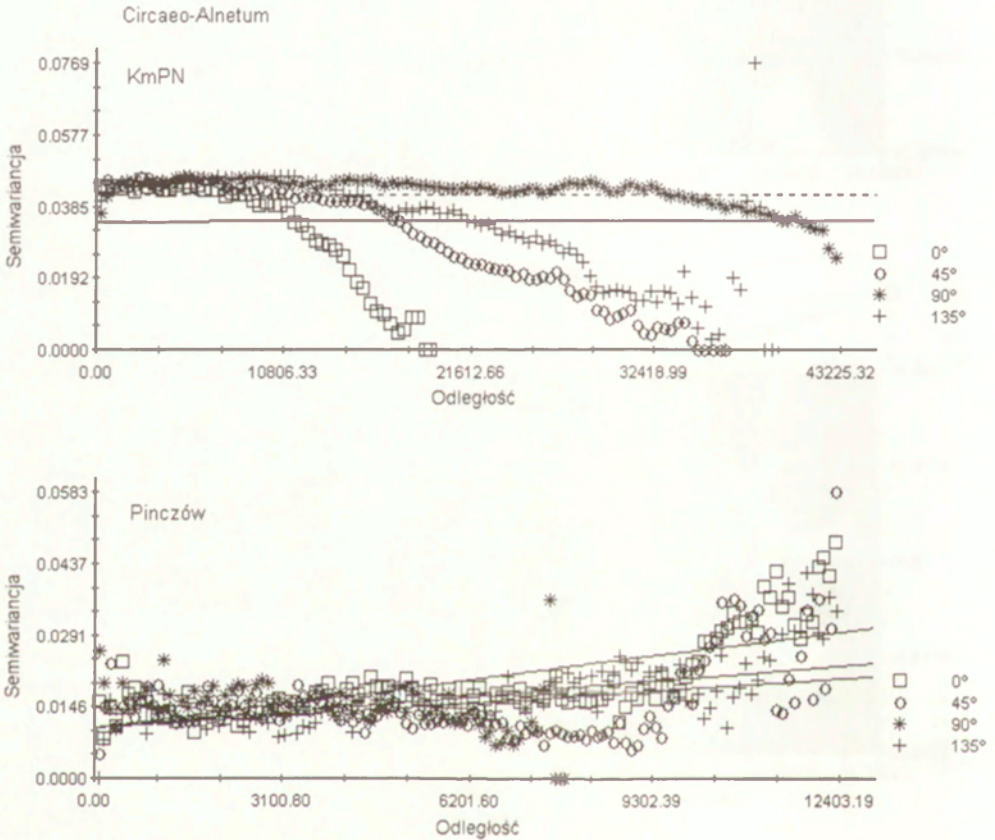
Fig. 51. Semivariograms of centroids of patches of riparian forest of *Salici-Populetum* on "KmPN" and "Pińczów" test areas.



Ryc. 52. Przestrzenna zmienność semiwariancji rozmieszczenia centroidów oraz rzeczywiste rozmieszczenie centroidów płatów łągów *Salici-Populetum* na obszarach "Kmpn" i "Pinczow".

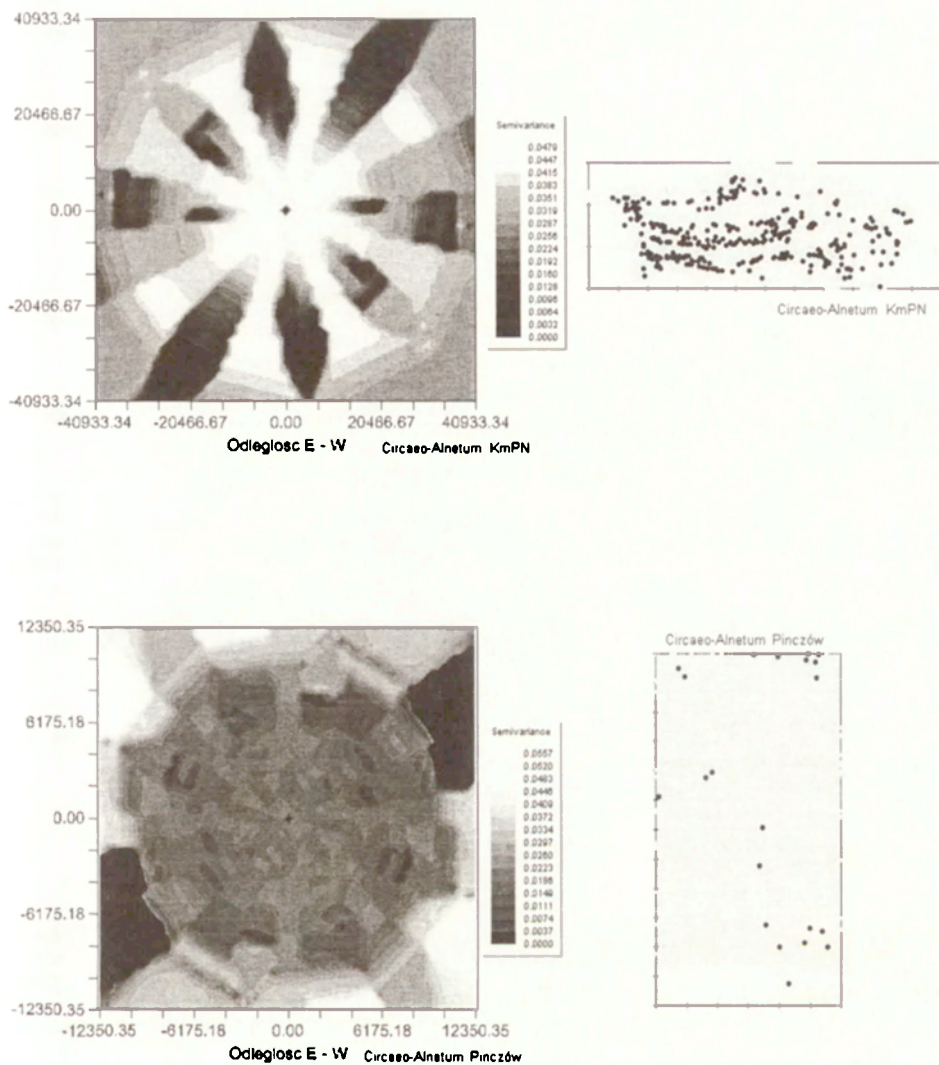
Fig. 52. Spatial differentiation of semivariance of centroids of patches of riparian forest of *Salici-Populetum* and their real location on "Kmpn" and "Pinczow" test areas.

– w przypadku płatów łąg *Salici-Populetum* (ryc. 51 i ryc. 52) na obszarze “KmPN” semiwariancja rośnie we wszystkich kierunkach wraz ze



Ryc. 53. Semiwariogramy rozmieszczenia centroidów płatów łąg *Circaeo-Alnetum* na obszarach “KmPN” i “Pińczów”.

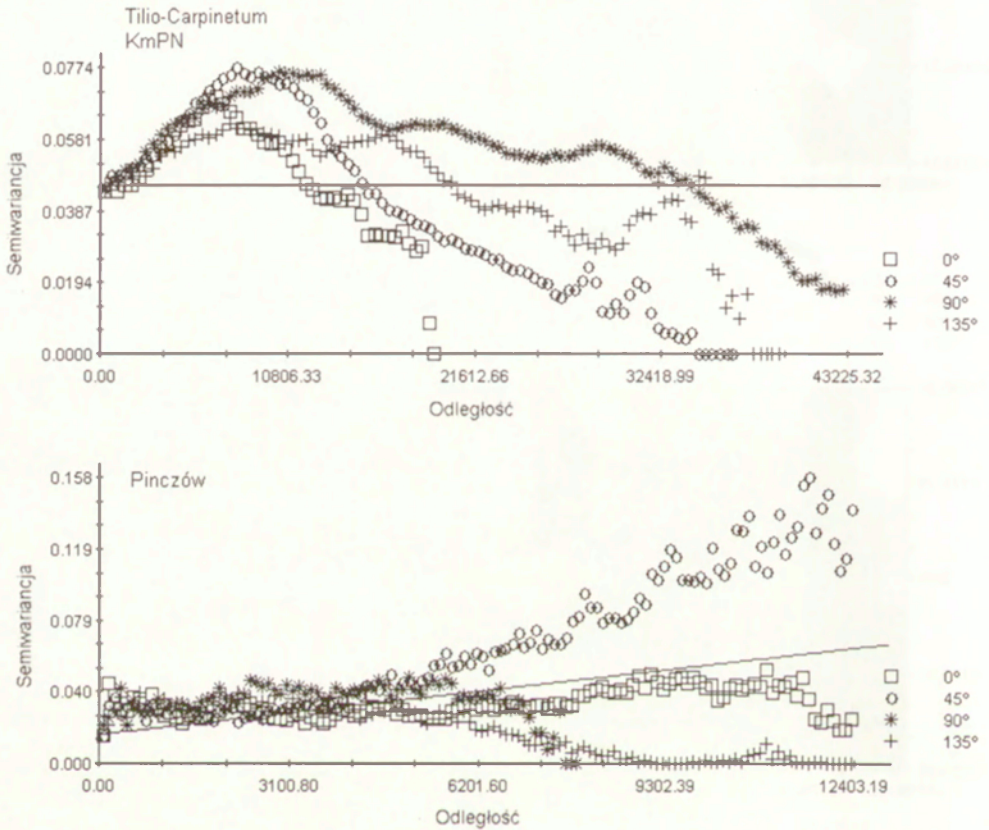
Fig. 53. Semivariograms of centroids of patches of alder forest of *Circaeo-Alnetum* on “KmPN” and “Pińczów” test areas.



Ryc. 54. Przestrzenna zmienność semiwariancji rozmieszczenia centroidów oraz rzeczywiste rozmieszczenie centroidów płatów łągów *Circaeo-Alnetum* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

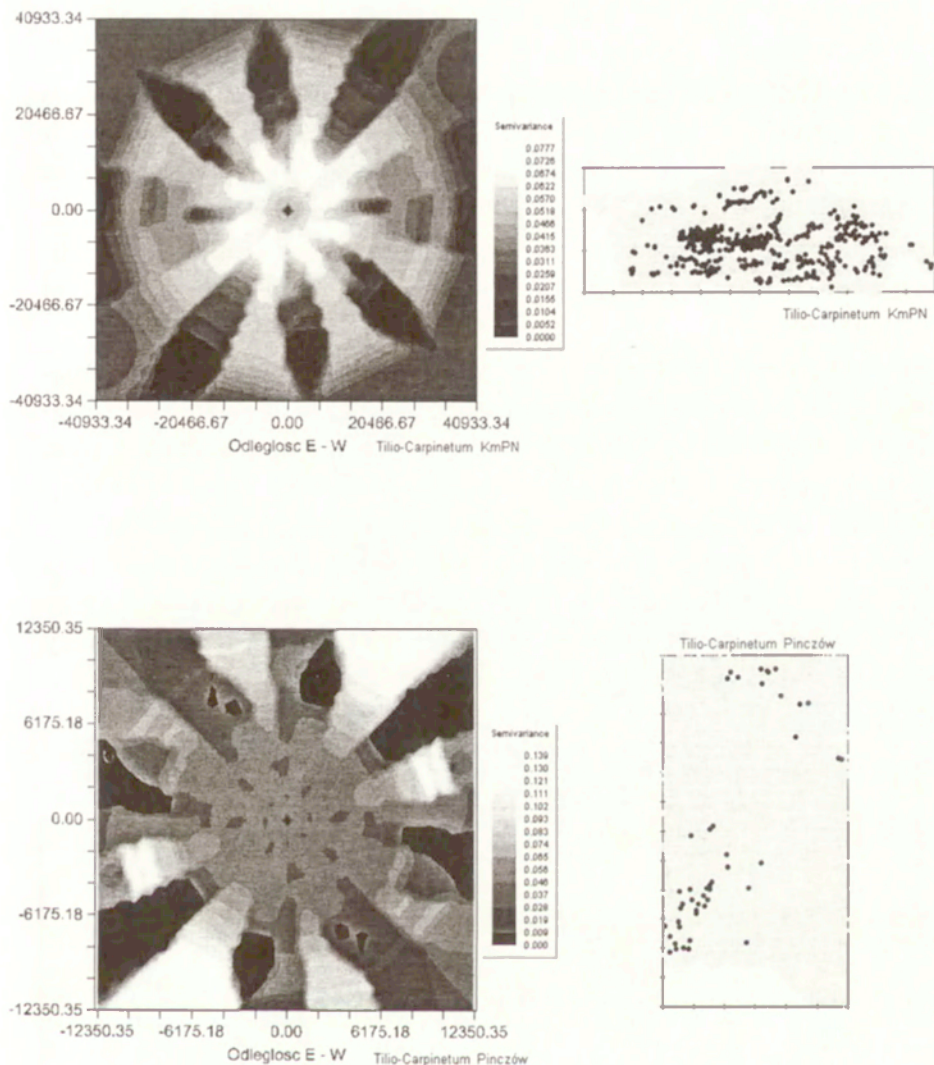
Fig. 54. Spatial differentiation of semivariance of centroids of patches of alder forest of *Circaeo-Alnetum* and their real location on "KmPN" and "Pińczów" test areas.

wzrostem odległości, natomiast na obszarze “Pińczów” początkowo spada, następnie wzrasta, a przy przekroczeniu odległości 6200 m znowu spada;



Ryc. 55. Semiwariogramy rozmieszczenia centroidów płatów łąk *Tilio-Carpinetum* na obszarach “KmPN” i “Pińczów”.

Fig. 55. Semivariograms of centroids of patches of oak-hornbeam forest of *Tilio-Carpinetum* on “KmPN” and “Pińczów” test areas.



Ryc. 56. Przestrzenna zmienność semiwariancji rozmieszczenia centroidów oraz rzeczywiste rozmieszczenie centroidów płatów grądów *Tilio-Carpinetum* na obszarach "KmPN" i "Pińczów".

Fig. 56. Spatial differentiation of semivariance of centroids of patches of oak-hornbeam forest of *Tilio-Carpinetum* and their real location on "KmPN" and "Pińczów" test areas.

– w przypadku płatów łągów *Circaeo-Alnetum* (ryc. 53 i ryc. 54) na obszarze “KmPN” semiwariancja spada we wszystkich kierunkach wraz ze wzrostem odległości, natomiast na obszarze “Pińczów” wzrasta;

– w przypadku płatów łągów *Tilio-Carpinetum* (ryc. 55 i ryc. 56) na obszarze “KmPN” semiwariancja początkowo wzrasta, a następnie spada wraz ze wzrostem odległości i to niezależnie od kierunku, natomiast na obszarze “Pińczów” zmiany semiwariancji są różne dla różnych kierunków.

Zmiany wartości semiwariancji oraz zmiany wskaźnika Morana umożliwiają wskazanie różnych typów rozmieszczenia zbiorowisk w przestrzeni (tab. 18).

Na obszarze “KmPN” występuje duża grupa zbiorowisk charakteryzujących się losowym rozmieszczeniem centroidów płatów na całym analizowanym obszarze. Do tej grupy należą m.in.: *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, *Molinietalia*, *Arrhenatherion*, *Sedo-Scleranthetea*, *Circaeo-Alnetum* i *Ficario-Ulmetum*.

Centroidy płatów *Tilio-Carpinetum*, *Ribo-Alnetum* i *Molinio-Pinetum* na obszarze “KmPN” charakteryzują się rozmieszczeniem skupiskowym, przy czym powierzchnie, na których taki rozkład jest obserwowalny, mają wymiary od ok. 200 do ok. 800 m w każdym z wyróżnionych kierunków analizy.

Tabela 18. Typy rozkładu przestrzennego płatów, określone na podstawie wartości wskaźnika Morana

Zbiorowiska	KmPN			Pińczów		
	odległość	rozkład	kierunek	odległość	rozkład	kierunek
<i>Scheuchzerio-Caricetea fuscae</i>	33 km	losowy	wszystkie	1–3 km	skupiskowy	0
<i>Molinietalia</i>	33 km	losowy	wszystkie	250 m	skupiskowy	45; 90; 135
<i>Arrhenatherion</i> <i>Arrhenatherion</i>	33 km	losowy	wszystkie	300 m 11 km	skupiskowy równomierny	wszystkie 45
<i>Sedo-Scleranthetea</i> <i>Sedo-Scleranthetea</i>	33 km	losowy	wszystkie	300 m 10 km	skupiskowy równomierny	wszystkie 135
<i>Salici-Populetum</i> <i>Salici-Populetum</i> <i>Salici-Populetum</i>	100–300 m 16 km 33 km	skupiskowy równomierny równomierny	wszystkie 0 45; 135	100–700 m	skupiskowy	0; 135
<i>Circaeo-Alnetum</i> <i>Circaeo-Alnetum</i>	33 km	losowy	wszystkie	100–600 m 10–12 km	skupiskowy skupiskowy	wszystkie 0; 135
<i>Tilio-Carpinetum</i> <i>Tilio-Carpinetum</i>	200–500 m	skupiskowy	wszystkie	100–200 m 10–12 km	skupiskowy równomierny	wszystkie 45
<i>Ribo-Alnetum</i>	800 m	skupiskowy	wszystkie	250 m	skupiskowy	wszystkie
<i>Ficario-Ulmetum</i>	33 km	losowy	wszystkie	nie analizowano		
<i>Molinio-Pinetum</i>	800 m	skupiskowy	wszystkie	nie analizowano		

Na obszarze “KmPN” szczególnie skomplikowany schemat rozmieszczenia przestrzennego jest właściwy dla *Salici-Populetum*. Można bowiem wyróżnić przynajmniej trzy oddzielne, ale nakładające się wzorce rozmieszczenia centroidów płatów. Pierwszy – skupiskowy, występujący na odcinkach o długości 100–300 m, odpowiada lokalnemu zróżnicowaniu użytkowania ziemi w obrębie płatów tego samego zbiorowiska potencjalnego. Drugi – charakteryzujący się równomiernym rozmieszczeniem centroidów, związany jest z odcinkami o długości ok. 16 km w kierunku z południa na północ. Odzworowuje on ułożenie centroidów płatów w dolinie Bzury oraz we fragmencie doliny Wisły na wschodnich krańcach obszaru testowego. Ostatni wzorzec, również opisujący równomierne rozmieszczenie centroidów, uwidacznia się przy łącznej analizie odcinków o długości ok. 33 km. Dotyczy on całej doliny Wisły w granicach przeprowadzonej analizy.

Na obszarze “Pińczów” sytuacja przedstawia się inaczej. Centroidy płatów zbiorowisk reprezentujących *Scheuchzerio-Caricetea*, *Molinietalia*, *Salici-Populetum* i *Ribo-Alnetum* rozmieszczone są w sposób skupiskowy na powierzchniach o wymiarach liniowych od ok. 250 m do ok. 1–3 km we wszystkich kierunkach. Natomiast dla centroidów płatów reprezentujących *Arrhenatherion*, *Sedo-Scleranthetea* i *Tilio-Carpinetum* charakterystyczne są dwie skale przestrzenne. Jedna, o wymiarach liniowych po kilkaset metrów w każdym kierunku, związana jest z rozmieszczeniem skupiskowym. Drugi wymiar przestrzenny, obejmujący po ok. 10 km w jednym lub w kilku kierunkach związany jest z rozmieszczeniem równomiernym. Jedynie w przypadku *Circaeo-Alnetum* oba wymiary przestrzenne opisują rozmieszczenie skupiskowe.

Związek między rozmieszczeniem centroidów płatów w przestrzeni a własnościami samej przestrzeni jest różny dla różnych zbiorowisk (tab. 19). Jest on najslabiej zdeterminowany w przypadku zbiorowisk z rzędu *Molinietalia* (r^2 mniejsze niż 0,3 na obu obszarach testowych). W przypadku pozostałych

Tabela 19. Część zmienności związana ze strukturą przestrzeni $(100 \cdot Co)/(Co+C)$ oraz współczynnik determinacji tego związku

Zbiorowiska	KmPN				Pińczów			
	Co	Co+C	$(100 \cdot Co)/(Co+C)$	r^2	Co	Co+C	$(100 \cdot Co)/(Co+C)$	r^2
<i>Molinietalia</i>	0,0251	0,0598	58,03	0,713	0,066	0,2239	70,52	0,464
<i>Arrhenatherion</i>	0,071	0,1752	59,47	0,204	0,054	0,225	76,00	0,273
<i>Sedo-Scleranthetea</i>	0,0252	0,0724	65,19	0,741	0,035	0,1646	78,74	0,346
<i>Salici-Populetum</i>	0,001	0,3473	99,71	0,513	0,0401	0,1335	69,96	0,452
<i>Circaeo-Alnetum</i>	0,0344	0,1114	69,12	0,72	0,0103	0,0754	86,34	0,357
<i>Tilio-Carpinetum</i>	0,0457	0,1232	62,91	0,624	0,016	0,1754	90,88	0,51

analizowanych zbiorowisk współczynnik determinacji waha się w przedziale od 0,51 do 0,72 na obszarze “KmPN” i od 0,38 do 0,51 na obszarze “Pińczów”.

Poza siłą determinacji związku oba obszary różnią się wyraźnie także pod względem wpływu zróżnicowania warunków przestrzennych na rozmieszczenie różnych typów zbiorowisk. W przypadku obszaru “KmPN” zbiorowiska leśne są silniej zależne od przestrzeni niż zbiorowiska trawiaste. Zależność ta jest najsilniejsza w przypadku *Salici-Populetum* – zmienność rozmieszczenia centroidów płatów aż w ponad 99% jest uwarunkowana właściwościami przestrzeni.

Natomiast na obszarze “Pińczów” zależność ta jest mniej widoczna, choć rozmieszczenie *Circaeo-Alnetum* i *Tilio-Carpinetum* w większym stopniu jest związane z uwarunkowaniami przestrzennymi w porównaniu z rozmieszczeniem zbiorowisk trawiastych.

6.3.3. PRAWIDŁOWOŚCI OGÓLNE

Szczegółowa analiza zakresów wielkościowych i wyróżnionych kierunków powtarzalności schematów rozmieszczenia centroidów płatów wskazuje, że dla wielu typów zbiorowisk obszar “KmPN” jest bardziej homogeniczny i izotropowy w porównaniu z obszarem “Pińczów”. W przypadku obszaru “KmPN” jest to przede wszystkim odzwierciedlenie powtarzalnego, pasowego układu dużych form morfologicznych (pasy wydm i obniżenia). Natomiast na obszarze “Pińczów”, przy braku takiego zróżnicowania, na plan pierwszy wysuwa się odmienność litologiczna i hipsometryczna części północnej od części południowej oraz części wschodniej od części zachodniej.

Niezależnie od wyraźnych różnic między schematami rozmieszczenia zbiorowisk tych samych typów, dla obu obszarów rysuje się wspólna prawidłowość: powtarzalne, heterogeniczne jednostki krajobrazowe, w obrębie których zachowane są podstawowe wzorce struktury przestrzennej – przynajmniej w odniesieniu do części zbiorowisk – są nie mniejsze niż ok. 2 km², choć najczęściej charakteryzują się większą powierzchnią.

Postulowana wielkość powierzchni wynika z częściowego nakładania się minimalnych powierzchni, na których realizuje się nielosowy rozkład płatów zbiorowisk różnych typów.

Należy tu podkreślić, że kryterium nielosowego rozkładu wynika z teoretycznych rozważań P. Elkiego i R. Rempela (Elkie, Rempel 2001), którzy wprowadzili pojęcie “skali istotnej”, zdefiniowanej jako wielkość powierzchni, na której rozmieszczenie elementów krajobrazu nie ma charakteru losowego. Koncepcja ta może mieć dwojakie zastosowanie: po pierwsze – jako

kryterium generalizacji map szczegółowych, po drugie – jako minimalna powierzchnia odniesienia dla oceny kompozycji i konfiguracji krajobrazu.

Wyniki otrzymane na drodze analizy semiwariancji, umożliwiające wyróżnienie hierarchicznie uporządkowanych schematów rozmieszczenia płątów różnych typów zbiorowisk w przestrzeni, dopełniają rezultaty analizy profili wieloskalowych (rozdział 6.2). Łączne wykorzystanie obu zestawów analiz umożliwia lepsze określenie kolejnych progów wielkościowych, na których zmieniają się wartości wskaźników różnorodności oraz zmienia się sposób rozmieszczenia obiektów w przestrzeni.

6.4. MIKROKRAJOBRAZY ROŚLINNE

6.4.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Przedstawione w poprzednich rozdziałach zależności przestrzenne między zbiorowiskami pozwalają sformułować podstawowe kryteria, które powinny spełniać jednostki krajobrazowe wyodrębniane na podstawie zróżnicowania roślinności. Wydaje się, że trzy z nich można uznać za najważniejsze:

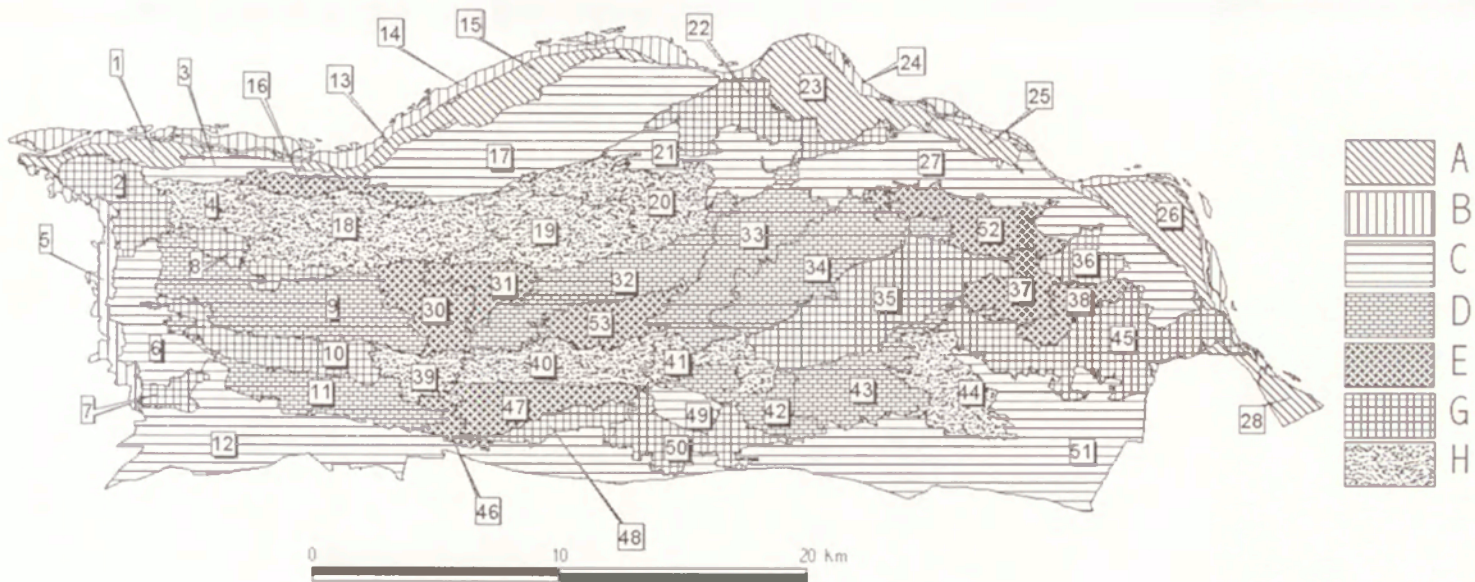
- a) powierzchnia jednostki krajobrazowej powinna być większa niż powierzchnia określona przez “skalę istotną” (Elkie, Rempel 2001);
- b) przy delimitacji jednostki należy uwzględnić częstotliwość graniczenia między poszczególnymi typami zbiorowisk;
- c) obszary o różnym średnim wskaźniku fragmentacji powinny należeć do różnych jednostek.

Istniejące propozycje wyróżniania typologicznych i regionalnych jednostek krajobrazowych na podstawie roślinności można podzielić na dwie grupy. Pierwsza obejmuje zgrupowania fitocenoz na identycznym siedlisku i dotyczy wyłącznie roślinności rzeczywistej. Tak wyróżnione jednostki tworzą złożone elementy krajobrazu. W drugiej grupie mieszczą się układy, w których z góry zakłada się przestrzenne zróżnicowanie siedliska. Dotyczą one zarówno roślinności rzeczywistej, jak i potencjalnej. Do standardowych podejść należy również tzw. podejście synfitosocjologiczne. Polega ono na konsekwentnym tworzeniu coraz wyższych hierarchicznie jednostek typologicznych dla coraz większych przestrzennie obiektów, przy zastosowaniu tych samych sformalizowanych metod terenowego opisu roślinności i późniejszego opracowania tabelarycznego (Beguin, Hegg 1975, 1976; Theurillat 1992). Wyczerpujący przegląd różnych podejść dotyczący wyróżniania kompleksowych jednostek roślinności przedstawił J. Theurillat (1992). W swoim opra-

cowaniu przeanalizował on prawie 60 różnych systemów stosowanych w Europie Zachodniej i Środkowej oraz dokonał próby logicznego ich uporządkowania. Nieco wcześniej A. Schwabe (1991) przedstawiła niektóre z możliwych praktycznych zastosowań koncepcji synfitosocjologicznego wyróżniania jednostek krajobrazowych niskiego szczebla.

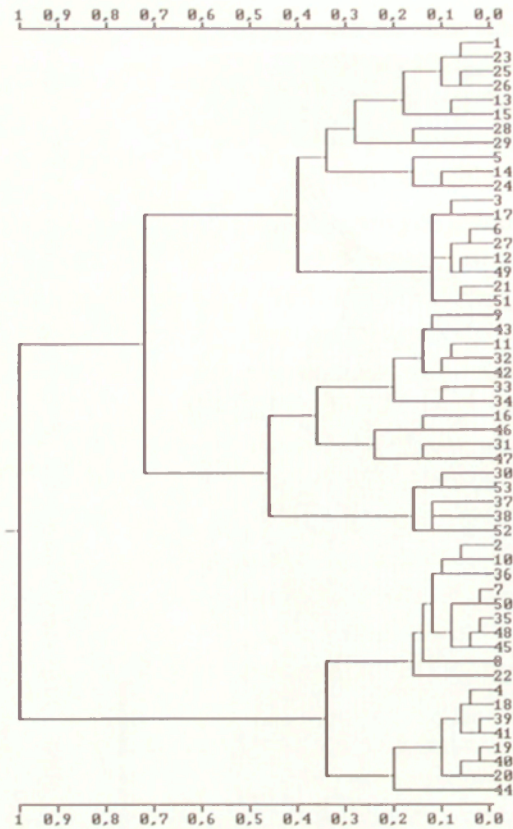
Jednym ze sposobów wyróżniania krajobrazowych jednostek roślinności, przy uwzględnieniu kryteriów przytoczonych powyżej, jest metoda określania mikrokrajobrazów roślinnych (Solon 1983, 1994a). Podstawą wydzielenia, typologii i charakterystyki mikrokrajobrazów jest statystyczno-geograficzna analiza rozmieszczenia zbiorowisk dominujących i subdominujących powierzchniowo przy uwzględnieniu ich stosunków graniczenia, kształtu i wielkości. Mikrokrajobraz roślinny obejmuje fragment powierzchni ziemi, różniący się od otaczających terenów: (1) zestawem i stosunkami ilościowymi występujących zbiorowisk i lokalnych kompleksów fitocenozy, (2) stopniem rozdrobnienia powierzchni oraz (3) sposobem rozmieszczenia w przestrzeni i graniczenia ze sobą zbiorowisk tworzących zgrupowania dynamiczno-sukcesyjne na jednym siedlisku (tzn. lokalne kompleksy fitocenozy – Solon 1983) i katenalne, na kierunkowo zmieniającym się, uporządkowanym szeregu siedlisk. Przy wyróżnianiu tych jednostek uwzględnia się przede wszystkim następujące kryteria: (a) występowanie sprzężeń przestrzennych między zbiorowiskami, wykrywanych na podstawie analizy sąsiedztwa poszczególnych typów zbiorowisk; (b) zróżnicowanie kształtu płatów zbiorowisk (występowanie liniowe, punktowe, wielkopowierzchniowe); (c) przynależność zbiorowisk do określonych dynamicznych kręgów roślinności; (d) istnienie wikaryzujących par zbiorowisk występujących na zbliżonym siedlisku i przy takim samym użytkowaniu ziemi. Za kryteria pomocnicze można uznać zróżnicowanie przestrzenne roślinności potencjalnej, użytkowanie ziemi i zróżnicowanie dynamiczne zbiorowisk.

Jak z tego wynika, mikrokrajobrazy roślinne jako heterogeniczne jednostki przestrzenne wyróżniają się na podstawie kryteriów dotyczących zarówno kompozycji, jak i konfiguracji krajobrazu. Tak wyróżnione jednostki można traktować jako najniższe jednostki geobotaniczne o charakterze regionalnym (Solon 1983). Należy tu podkreślić, że w większości wcześniej stosowanych podejść jedynie zależności kompozycyjne stanowiły formalną i jasno zdefiniowaną podstawę wyróżniania jednostek krajobrazowych. Natomiast konfiguracja przestrzenna była brana pod uwagę raczej w sposób intuicyjny; częściej zależności przestrzenne wykorzystywano do charakterystyki już wyróżnionych jednostek (por.: Wiktorow 1986).



Ryc. 57. Mikrokrajobrazy roślinne i ich typy na obszarze “KmPN”. Duże litery w legendzie odpowiadają grupom mikrokrajobrazów wyróżnionym na podstawie analizy dendrogramu (por.: ryc. 58).

Fig. 57. Vegetational microlandscapes and their types on the “KmPN” test area. Block letters in the legend correspond to types distinguished on the basis of dendrogram analysis (compare fig. 58).

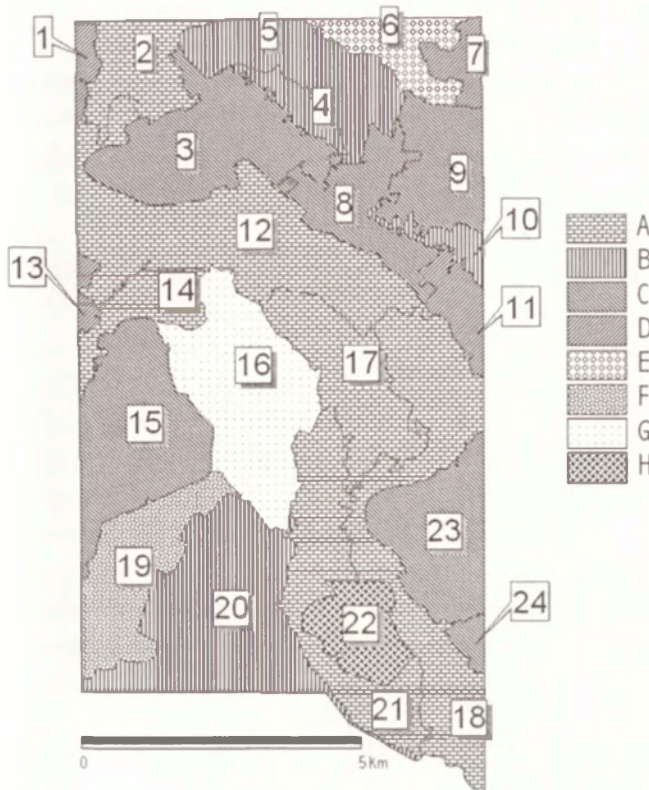


Ryc. 58. Dendrogram odległości między mikrokrajobrazami na obszarze "KmPN". Zastosowano miarę odległości Canberra $D = S (|A_i - B_i|) : (A_i + B_i)$, gdzie: A_i , B_i – udział i-tego typu zbiorowiska w mikrokrajobrazach A, B. Grupowanie metodą Warda.

Fig. 58. The dendrogram of microlandscapes similarity on the "KmPN" test area. Clustering by Ward's method on the basis of Canberra distance $D = S (|A_i - B_i|) : (A_i + B_i)$, where: A_i , B_i – the share of i-type of community in microlandscapes A and B.

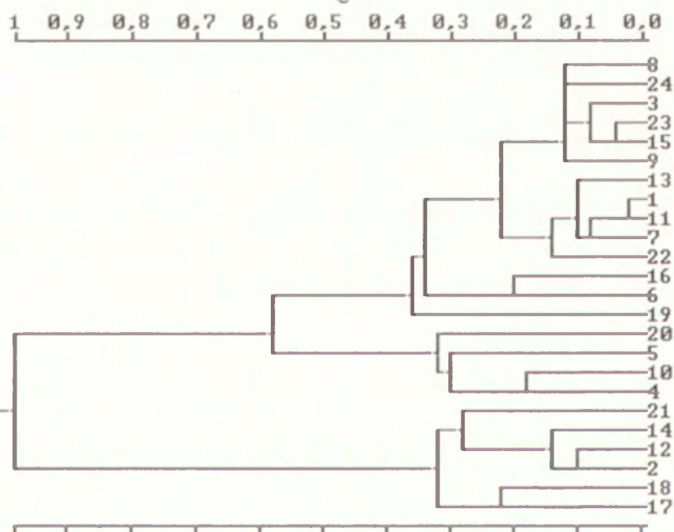
6.4.2. MIKROKRAJOBRAZY ROŚLINNE OBSZARU "KMPN"

Na obszarze "KmPN" wyróżniono 53 mikrokrajobrazy roślinne (ryc. 57). Na podstawie dendrogramu odległości taksonomicznych można te mikrokrajobrazy połączyć w grupy o zbliżonym składzie (ryc. 58). Na pierwszym poziomie podziału, odpowiadającym odległości 0,75, powstają dwie grupy jednostek. Pierwsza, o charakterze zdecydowanie leśnym, obejmuje 18 jednostek (mikrokrajobrazy nr 2, 4, 7, 8, 10, 18, 19, 20, 22, 35, 36, 39, 40, 41, 44, 45, 48, 50). Druga grupa obejmuje pozostałych 35 mikrokrajobrazów o charakterze polnym, łąkowym, szuwarowym i łąkowo-leśnym. Drugi poziom podziału odpowiada odległości równej 0,5. Wyróżniają się wtedy trzy grupy. Pierwsza odpowiada wcześniej wyróżnionej grupie mikrokrajobrazów



Ryc. 59. Mikrokrajobrazy roślinne i ich typy na obszarze "Pińczów". Duże litery w legendzie odpowiadają grupom mikro-krajobrazów wyróżnionym na podstawie analizy dendrogramu (por.: ryc. 60).

Fig. 59. Vegetational micro-landscapes and their types on the "Pińczów" test area. Block letters in the legend correspond to types distinguished on the basis of dendrogram analysis (compare fig. 60).



Ryc. 60. Dendrogram odległości między mikro-krajobrazami na obszarze "Pińczów". Zastosowano miarę odległości Canberra $D = S(|A_i - B_i|) / (A_i + B_i)$, gdzie: A_i , B_i – udział i -tego typu zbiorowiska w mikro-krajobrazach A, B. Grupowanie metodą Warda.

Fig. 60. The dendrogram of microlandscapes similarity on the "Pińczów" test area. Clustering by Ward's method on the basis of Canberra distance $D = S(|A_i - B_i|) / (A_i + B_i)$, where: A_i , B_i – the share of i -type of community in microlandscapes A and B.

leśnych. Druga obejmuje mikrokrajobrazy łąkowo-leśne z przewagą siedlisk wilgotnych. Trzecia to mikrokrajobrazy polne i łąkowo-polne z przewagą siedlisk świeżych. W wyniku dalszej analizy dendrogramu za podstawowy poziom podziału mikrokrajobrazów na grupy przyjęto odległość równą 0,3. Na tym poziomie wyróżniono 8 grup mikrokrajobrazów, które scharakteryzowano w tabeli 20.

Ogólnie rzecz biorąc mikrokrajobrazy, nawet podobne pod względem występujących zbiorowisk, różnią się wyraźnie dominacją poszczególnych typów roślinności. Większość jednostek ma charakter drobnomozaikowy, co z jednej strony uwidacznia się w dużej liczbie płatów i typów zbiorowisk, a z drugiej – brakiem dominanta powierzchniowego. Jedynie w przypadku 12 mikrokrajobrazów jeden typ zbiorowiska zajmuje ponad 50% powierzchni (przy czym najczęściej jest to *Quercu roboris-Pinetum*). Mozaikowość roślinności rzeczywistej nie zawsze odpowiada mozaikowości siedlisk. 36 mikrokrajobrazów ma charakter monodominacyjny pod względem roślinności potencjalnej. W przypadku 14 jednostek zdecydowanie przeważa siedlisko *Quercu roboris-Pinetum*, a w przypadku 9 mikrokrajobrazów siedlisko *Tilio-Carpinetum*.

6.4.3. MIKROKRAJOBRAZY ROŚLINNE NA OBSZARZE “PIŃCZÓW”

Na obszarze “Pińczów” wyróżniono 24 mikrokrajobrazy roślinne (ryc. 59). Na podstawie dendrogramu odległości można te mikrokrajobrazy połączyć w grupy o zbliżonym składzie (ryc. 60). Na pierwszym poziomie podziału, odpowiadającym odległości równej 1 powstają dwie grupy jednostek. Pierwsza to mikrokrajobrazy z dużym udziałem wilgotnych łąk, obejmująca sześć z siedmiu jednostek przestrzennych wyróżnionych w dolinie Nidy i Mierzawy (mikrokrajobrazy nr nr 2, 12, 14, 17, 18, 21). Druga obejmuje wszystkie 17 mikrokrajobrazów pozadolinowych i jeden położony w dolinie. Drugi poziom, odpowiadający odległości 0,5 umożliwia podział pozadolinowych jednostek krajobrazowych na dwie grupy. Pierwsza to cztery mikrokrajobrazy ze znacznym udziałem łąk i muraw kserotermicznych (nr nr 4, 5, 10, 20). Druga obejmuje pozostałe 14 jednostek przestrzennych. Trzeci poziom podziału, odpowiadający odległości równej 0,2 różnicuje 14 jednostek przestrzennych na sześć grup. Pierwsza z nich obejmuje 6 mikrokrajobrazów polnych, charakteryzujących się dużym udziałem *Caucalido-Scandicetum* (nr nr 3, 8, 9, 15, 23, 24), druga to cztery mikrokrajobrazy polne z przewagą *Vicium tetraspermae* (1, 7, 11, 13), trzecia obejmuje jeden mikrokrajobraz o charakterze łąkowo-polnym (nr 6), czwarta to jednostka leśna z przewagą zbiorowisk

grądowych (nr 19), w piątej dominują bory i bory mieszane (nr 16). W skład szóstej grupy wchodzi jeden układ przestrzenny, obejmujący stawy rybne w dolinie Nidy (nr 22). Wyróżnione krajobrazy i ich grupy różnią się wyraźnie pod względem wartości wskaźników konfiguracji przestrzennej (tab. 21). Interesująca jest zmienność zróżnicowania kształtów płatów, przy czym istnieje słabo zarysowana tendencja – im większy udział powierzchniowy siedlisk wilgotnych, tym bardziej rozczłonkowane i wydłużone są płaty.

Ogólnie rzecz biorąc, mikrokrajobrazy, nawet podobne pod względem występujących zbiorowisk, różnią się dominacją poszczególnych typów roślinności, przy czym różnice te są mniejsze niż w przypadku obszaru "KmPN". Połowa jednostek ma charakter drobnomozaikowy, co z jednej strony uwiadcza się w dużej liczbie płatów i typów zbiorowisk, a z drugiej – brakiem zdecydowanego dominanta powierzchniowego. Natomiast w przypadku 12 mikrokrajobrazów jeden typ zbiorowiska zajmuje ponad 50% powierzchni. Mozaikowość roślinności rzeczywistej nie zawsze odpowiada mozaikowości siedlisk. 21 mikrokrajobrazów ma charakter monodominacyjny pod względem roślinności potencjalnej, przy czym w przypadku 13 jednostek zdecydowanie przeważa siedlisko *Tilio-Carpinetum*.

6.4.4. MIKROKRAJOBRAZY JAKO POLA ODNIESIENIA W BADANIACH PRZESTRZENNYCH

Mikrokrajobrazy roślinne są jednym ze szczebli hierarchicznej organizacji przestrzennej roślinności (Solon 1983). W porównaniu z pojedynczymi fitocenozami zmieniają się znacznie wolniej i – jako całości (holony) wyższego szczebla w hierarchii – ograniczają możliwą potencjalnie zmienność obiektów niższego szczebla (Urban i in. 1987). Z ograniczeń tych wynika m.in. względna trwałość wskaźników struktury przestrzennej oraz rozmieszczenia i graniczenia zbiorowisk w obrębie mikrokrajobrazów. Mikrokrajobrazy roślinne mogą stanowić podstawę oceny całego geosystemu, łącznie ze zmiennymi antropogenicznymi (Solon 1993; Schwabe, Kratochwil 1994). Ponadfitocenotyczne jednostki przestrzenne roślinności mogą być także polem odniesień do analizy dynamiki geosystemów (Plit, Solon 1991), a także mogą stanowić jednostkę podstawową w planowaniu przestrzennym (Chmielewski, Solon 1996).

6.5. ZBIOROWISKA O NIEWIELKIEJ POWIERZCHNI I ICH WKŁAD DO POWIERZCHNIOWEJ I FLORYSTYCZNEJ RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU

6.5.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Jak już wspomiano wielokrotnie, różnorodność gatunkowa jest zjawiskiem kompleksowym i zależnym od skali analizy. W klasycznym podejściu R. Whittakera (1972) wyróżnia się jej trzy poziomy: (a) alfa-różnorodność określająca różnorodność gatunkową w obrębie pojedynczego płatu; (b) beta-różnorodność określająca tempo zmian składu gatunkowego wzdłuż dowolnego gradientu środowiskowego; (c) gamma-różnorodność, która ujmuje łącznie obie powyższe kategorie zmienności i określa bogactwo gatunkowe w regionie. Z perspektywy takiego ujęcia można sformułować dwie skrajne hipotezy, opisujące rolę małych płatów i zbiorowisk drobno-powierzchniowych w zachowaniu bogactwa gatunkowego w skali regionalnej (por.: Ås 1999):

A. Małe płaty, charakteryzujące się wysoką różnorodnością lokalną (alfa-różnorodnością), są bardzo podobne pod względem składu gatunkowego do terenów otaczających (niska beta-różnorodność). Dlatego też ich wkład do różnorodności regionalnej (gamma-różnorodności) jest niewielki w porównaniu ze zbiorowiskami zajmującymi duże powierzchnie (Andrén 1994). W takim przypadku związek między skumulowaną powierzchnią płatów, a skumulowaną liczbą gatunków może wyglądać tak, jak na rycinie 61.

B. Małe płaty, charakteryzujące się niską różnorodnością lokalną (alfa-różnorodnością), są wyraźnie odmienne pod względem składu gatunkowego od terenów otaczających (podwyższona beta-różnorodność). W takim przypadku ekosystemy zajmujące niewielkie powierzchnie wnoszą wysoki udział (relatywnie wyższy niż ekosystemy wielkopowierzchniowe) do ogólnej różnorodności terenu (gamma-różnorodności). W przypadku omawianej hipotezy związek między skumulowaną powierzchnią płatów, a skumulowaną liczbą gatunków może wyglądać tak, jak na rycinie 62.

Hipoteza (A) wynika z ogólnego założenia, że bogactwo gatunkowe i różnorodność zwiększają się wraz ze wzrostem powierzchni płatu (Ås i in. 1992). Zależność tę traktuje się czasem wręcz jako prawidłowość przyrodniczą (Schoener 1976). Zakłada się przy tym często, że małe płaty są stosunkowo mało odporne na inwazję gatunków z płatów sąsiednich (Janzen 1983, 1986; Shmida, Wilson 1985; Wilcox, Murphy 1985; Andrén, Angelstam 1988; Saunders

Tabela 20. Podstawowe charakterystyki mikrokrajobrazów roślinnych na obszarze "KmpN"

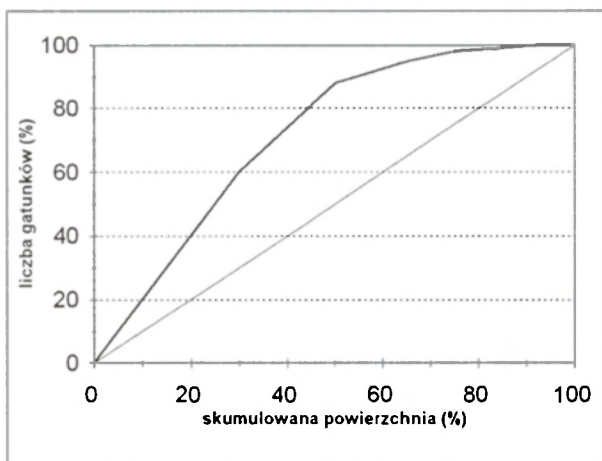
Nazwa grupy	kod grupy	nr krajobrazu	powierzchnia (ha)	liczba płatów	liczba typów płatów	średnia powierzchnia płatów (ha)	odchylenie standardowe średniej powierzchni płatów	długość granic (km)	gęstość granic (km/km ²)	średni wskaźnik kształtu płatów	Roślinność przyczynista		Roślinność potencjalna
											dominant (> 50 % powierzchni)	subdominany (> 20 % powierzchni)	
Mikrokrajobrazy wybitnie borowe													
	G	2	967,1	272	28	3,6	8,5	260,35	0,391	1,354	<i>Amorserdion</i> *		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	7	266,1	66	18	4	11	59,94	0,09	1,365	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	8	521,3	174	29	3	5,4	147,04	0,221	1,353	<i>La.orn.(mbiodnik sosnowy)</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	G	10	1114	231	25	4,8	18,5	207,77	0,312	1,235	<i>La.orn.(mbiodnik sosnowy), Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	22	1322,5	149	31	8,9	21,6	216,22	0,325	1,393	<i>La.orn.(mbiodnik sosnowy)</i>		<i>Potentilla-Quercetum, Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	35	2527,3	109	14	23,2	41,5	286,55	0,431	1,491	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	36	453,8	63	21	7,2	12,8	90,9	0,137	1,561	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	45	2515,9	199	35	12,6	35	361,99	0,544	1,431	<i>La.orn.(dragowina sosnowa), La.orn.(mbiodnik sosnowy)</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	G	48	474,5	104	21	4,6	8,2	103,66	0,156	1,313	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	G	50	1082,5	127	21	8,5	14,7	170,36	0,256	1,34	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	H	4	711,6	41	10	17,4	30,5	84,49	0,127	1,416	<i>Pinetum typicum, Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Pinetum typicum</i>
	H	18	2417,2	122	14	19,8	37,1	268,29	0,403	1,456	<i>Pinetum typicum, Quercus-Pinetum typicum, Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	H	19	1697,1	181	21	9,4	15	311,08	0,468	1,501	<i>Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	H	20	1490,4	137	21	10,9	18,6	271,61	0,408	1,616	<i>Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	H	39	571,2	89	15	6,4	11,4	118,8	0,179	1,411	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	H	40	1207,2	162	17	7,5	10,6	248,48	0,373	1,514	<i>Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	H	41	702,1	73	19	9,6	18,7	112,86	0,17	1,423	<i>Pinetum typicum</i>		<i>Pinetum typicum</i>
	H	44	1147,8	84	19	13,7	20,5	178,4	0,268	1,495	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Tilio-Carpinetum, Quercus-Pinetum typicum</i>
Mikrokrajobrazy łakowo-lesne z przewagą siedlisk wilgotnych													
	D	9	2451,4	336	28	7,3	21,2	445,52	0,67	1,394	<i>Arthenatheretum</i>		<i>Tilio-Carpinetum, Circaeo-Alnetum</i>
	D	11	1331,5	227	32	5,9	17,4	261,14	0,392	1,362	<i>Callion z Deschampsia caespitosa</i>		<i>Circaeo-Alnetum</i>
	D	32	1761	366	33	4,8	7,5	459,84	0,691	1,48	<i>Fraxium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	D	33	1742,4	436	40	4	9	411,87	0,619	1,285	<i>Amorserdion*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	D	34	1997,8	270	28	7,4	15,9	363,88	0,547	1,353	<i>Callion z Deschampsia caespitosa</i>		<i>Circaeo-Alnetum</i>
	D	42	795,7	67	21	11,9	36,7	93,48	0,14	1,33	<i>Circaeo-Alnetum, Callion z Deschampsia caespitosa</i>		<i>Circaeo-Alnetum</i>
	E	16	461,8	77	21	6	7,2	112,92	0,17	1,516	<i>Callion z Deschampsia caespitosa</i>		<i>Circaeo-Alnetum</i>
	E	31	628,3	149	26	4,2	6,3	161,67	0,243	1,395	<i>Circaeo-Alnetum</i>		<i>Circaeo-Alnetum, Tilio-Carpinetum</i>
	E	46	234,2	80	20	2,9	4,6	65,38	0,098	1,383	<i>Tilio-Carpinetum</i>		<i>Circaeo-Alnetum, Tilio-Carpinetum</i>
	E	47	1012,2	238	30	4,3	7,3	243,13	0,365	1,356	<i>Caricetalia fusca, Ribo-Alnetum</i>		<i>Circaeo-Alnetum, Tilio-Carpinetum</i>
	F	30	892,7	129	18	6,9	25	171,76	0,258	1,277	<i>Circaeo-Alnetum</i>		<i>Ribo-Alnetum, Circaeo-Alnetum</i>
	F	37	707,3	41	14	17,3	38,2	113,78	0,171	1,726	<i>Ribo-Alnetum</i>		<i>Ribo-Alnetum, Tilio-Carpinetum</i>
	F	38	507,1	57	22	8,9	12	112,94	0,17	1,708	<i>Tilio-Carpinetum</i>		<i>Tilio-Carpinetum, Circaeo-Alnetum</i>
	F	52	1146,3	128	28	9	23,4	218,81	0,329	1,525	<i>Quercus-Pinetum typicum</i>		<i>Quercus-Pinetum typicum</i>
	F	53	818,6	178	25	4,6	7,4	199,85	0,3	1,407	<i>Circaeo-Alnetum</i>		<i>Ribo-Alnetum, Circaeo-Alnetum</i>
Mikrokrajobrazy polne i lakowo-polne z przewagą siedlisk suchszych													
	B	5	606,6	160	34	3,8	13,2	150,68	0,226	1,452	<i>Arthenatheretum, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Salici-Populetum, Ficario-linetum typicum</i>
	B	14	1946,5	252	26	7,7	14,5	483,57	0,727	1,704	<i>Salici-Populetum</i>		<i>Salici-Populetum</i>
	B	24	846,2	145	22	5,8	7,9	264,01	0,397	1,818	<i>Salici-Populetum</i>		<i>Salici-Populetum</i>
	A	1	479,6	99	17	4,8	11,5	109,38	0,164	1,456	<i>Arthenatheretum, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Ficario-linetum typicum</i>
	A	13	352,2	63	13	5,6	13,1	83,59	0,129	1,503	<i>Arthenatheretum</i>		<i>Ficario-linetum typicum</i>
	A	15	798	153	15	5,2	10,3	181,93	0,273	1,432	<i>Callion, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Ficario-linetum typicum</i>
	A	23	1410,1	146	19	9,7	28,3	224,18	0,337	1,409	<i>Callion, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Ficario-linetum typicum</i>
	A	25	330,1	42	8	7,9	11,8	65,15	0,098	1,504	<i>Arthenatheretum, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Ficario-linetum typicum</i>
	A	26	921,5	137	16	6,7	31,8	169,93	0,255	1,373	<i>Arthenatheretum, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Ficario-linetum typicum</i>
	A	28	294,5	23	11	12,8	10,9	49,51	0,074	1,522	<i>Tilio-Carpinetum</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	A	29	124	28	8	4,4	6,3	29,12	0,044	1,396	kompleksy zabudowy wiejskiej		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	3	530	80	20	6,6	9,9	106,02	0,159	1,432	<i>Amorserdion*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	6	1271,5	216	22	5,9	38,3	202,64	0,305	1,258	<i>Fraxium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	12	4284,5	853	41	5	36,9	809,46	1,217	1,28	<i>Fraxium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	17	3700,2	798	44	4,6	9,8	933,6	1,403	1,139	<i>Fraxium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	21	1166,5	183	33	6,4	15,7	245,37	0,369	1,422	<i>Fraxium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	27	3182,7	236	21	13,5	47,2	438,02	0,658	1,451	kompleksy zabudowy wiejskiej		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	49	380,4	60	15	6,3	9,4	72,99	0,11	1,377	<i>Amorserdion*, Vicetium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum</i>
	C	51	4825,1	517	40	9,3	26,2	821,41	1,235	1,446	<i>Fraxium tetraspermae*</i>		<i>Tilio-Carpinetum, Quercus-Pinetum typicum</i>

*nazwy określają kompleksy zbiorowisk polnych, w których dominuje określone zbiorowisko

Tabela 21. Podstawowe charakterystyki mikrokrajobrazów roślinnych na obszarze "Pińczów"

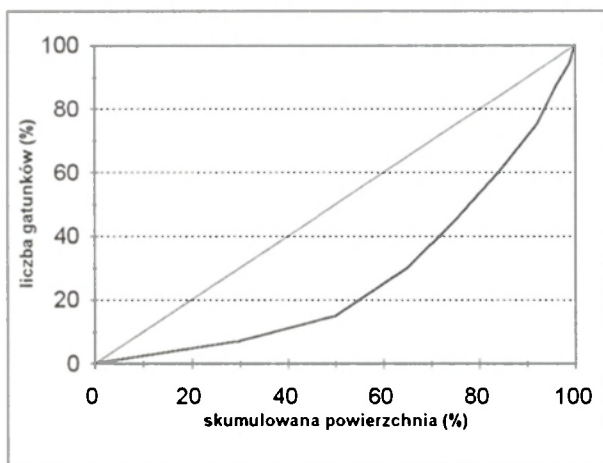
Nazwa grupy	kod grupy	nr krajobrazu	powierzchnia (ha)	liczba pól	liczba typów pól średnia powierzchnia pól (ha)	odchylenie standardowe średniej powierzchni pól	długość granic (km)	gęstość granic (km/km ²)	średni wskaźnik kształtu pól	Roślinność rzeczywista		Roślinność potencjalna		
										dominant (> 50 % powierzchni)	subdominanty (> 20 % powierzchni)	dominant (> 50 % powierzchni)	subdominanty (> 20 % powierzchni)	
Mikrokrajobrazy z dominacją zbiorowisk trawiastych														
Mikrokrajobrazy ze znacznym udziałem muraw kserotermicznych	A	2	270,1	62	19	4,4	7,2	78,23	0,85	1,583	<i>Glycerietum maximae</i> , <i>Arrhenatheretum typicum</i>		<i>Ficario-Ulmetum typicum</i> , <i>Salici-Populetum</i>	
	A	12	940,4	102	21	9,2	23,2	151,7	1,648	1,545	<i>Cirsio-Polygonetum w. z Dactylis glomerata</i>		<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	
	A	14	185,9	31	14	6	8,6	36,04	0,392	1,381	<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z <i>Dactylis glomerata</i>	Zbiorowisko <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare w. typowy</i>	<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	
	A	17	435,8	78	23	5,6	15,4	81,65	0,887	1,34	<i>Arnoserido-Scleranthetum</i> *		<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	
	A	18	826,4	164	31	5	13,4	222	2,412	1,562	<i>Cirsio-Polygonetum</i> wariant z <i>Lathyrus palustris</i>		<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	
	A	21	539,1	45	19	12	25,2	72,92	0,792	1,408	Zbiorowisko <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i> wariant z <i>Carex nigra</i>		<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	
	B	4	104,4	32	17	3,3	5	28,94	0,314	1,347		<i>Quercu roboris-Pinetum</i>		<i>Pinetum, Festucetalia valesiacae</i>
	B	5	442,3	97	26	4,6	20,9	85,37	0,927	1,294	<i>Vicetium tetraspermae consolidetosum</i> *, <i>Caucalido-Scandicetum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	B	10	69,1	55	21	1,3	1	34,08	0,37	1,377	<i>Pruno-Crategetum w kompleksie z Arrhenatheretum</i>		<i>Quercetalia pubescentis</i>	<i>Tilio-Carpinetum</i>
	B	20	869,2	114	24	7,6	37,2	114,9	1,249	1,311	<i>Vicetium tetraspermae typicum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
Mikrokrajobrazy polne i polno-łąkowe														
Mikrokrajobrazy z dużym udziałem <i>Caucalido-Scandicetum</i>	C	3	631,2	62	8	10,2	52,1	65,07	0,707	1,289		<i>Caucalido-Scandicetum</i> *	<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	C	8	334,3	90	17	3,7	6,1	82,38	0,895	1,298	kompleksy zabudowy miejskiej, kompleksy zabudowy wiejskiej		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	C	9	356,7	42	11	8,5	28,5	44,97	0,489	1,305	<i>Vicetium tetraspermae consolidetosum</i> *	<i>Caucalido-Scandicetum</i> *	<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	C	15	642,1	58	11	11,1	56,6	58,34	0,634	1,201	<i>Caucalido-Scandicetum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	C	23	472,7	61	10	7,7	30,6	54,96	0,597	1,276	<i>Caucalido-Scandicetum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	C	24	48,1	20	11	2,4	4,7	13,55	0,147	1,239	<i>Caucalido-Scandicetum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	D	1	53,7	10	6	5,4	11,6	8	0,087	1,204	<i>Vicetium tetraspermae typicum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	D	7	105,4	16	9	6,6	10,8	17,65	0,192	1,263	<i>Vicetium tetraspermae typicum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	D	11	160,9	7	3	23	43,3	16,21	0,176	1,468	<i>Caucalido-Scandicetum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
	D	13	38,7	17	7	2,3	2,6	12,58	0,137	1,283	Zbiorowisko przejściowe <i>Aphanion-Caucalidion</i> *, kompleksy zabudowy wiejskiej, <i>Vicetium tetraspermae typicum</i> *		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
Mikrokrajobraz łąkowo-polny	E	6	221,1	57	15	3,9	13,8	47,54	0,517	1,299	Zbiorowisko <i>Cirsium canum-Cirsium rivulare</i> wariant typowy		<i>Ficario-Ulmetum typicum</i>	<i>Tilio-Carpinetum</i>
Mikrokrajobrazy z przewagą lasów														
Mikrokrajobraz leśny łąkowy	F	19	443,7	88	17	5	8,8	94,47	1,026	1,335	<i>Tilio-Carpinetum</i> (różne postaci)		<i>Tilio-Carpinetum</i>	
Mikrokrajobraz leśny borowy	G	16	732,5	49	16	14,9	31,7	84,62	0,919	1,408	<i>Leucobryo-Pinetum</i> (różne postaci)		<i>Leucobryo-Pinetum</i>	
Mikrokrajobraz z dużym udziałem	H	22	242,4	43	10	5,6	12,6	64,96	0,706	1,857		<i>Circaeo-Alnetum</i> , <i>Ribonigri-Alnetum</i> , woda		<i>Circaeo-Alnetum</i> , <i>Ribonigri-Alnetum</i> , woda

*nazwy określają kompleksy zbiorowisk polnych, w których dominuje określone zbiorowisko



Ryc. 61. Związek między skumulowaną liczbą gatunków a skumulowaną powierzchnią zbiorowisk roślinnych. Model zgodny z hipotezą A (patrz tekst), zakładającą niską rolę zbiorowisk zajmujących niewielkie powierzchnie. Dodatkowa, cienka linia na wykresie obrazuje wzrost liczby gatunków proporcjonalny do powierzchni.

Fig. 61. The relationship between a cumulated number of species (Y axis) and a cumulated area of plant communities (X axis). The model illustrates an A hypothesis (see text), according to which small-surface communities play an unimportant role in a total floristic richness. The thin straight line shows the growth of species number proportional to the growth of area.



Ryc. 62. Związek między skumulowaną liczbą gatunków a skumulowaną powierzchnią zbiorowisk roślinnych. Model zgodny z hipotezą B (patrz tekst), zakładającą ważną rolę odgrywaną przez zbiorowiska zajmujące niewielkie powierzchnie.

Fig. 62. The relationship between a cumulated number of species (Y axis) and a cumulated area of plant communities (X axis). The model illustrates a B hypothesis (see text), according to which small-surface communities play the very important role in a total floristic richness.

i in. 1991; Angelstam 1992; Hobbs, Huenneke 1992; Ås 1993; Halme, Niemela 1993; Andrén 1994). Zdaniem M. Partela i in. (1997) należy wyróżniać – zgodnie z modelem I. Hanskiego (1982) – gatunki podstawowe (*core species*), obecne w większości płatów danego typu oraz gatunki towarzyszące (*satellite species*), występujące jedynie w kilku płatach danego typu. Ogólnie biorąc, hipoteza (A) opisuje sytuację, w której występują trzy grupy gatunków: (1) inwazyjne gatunki z płatów otaczających, stanowiące część gatunków towarzyszących w ujęciu I. Hanskiego (1982); (2) gatunki ekotonowe, również stanowiące część gatunków towarzyszących w ujęciu I. Hanskiego (1982); (3) gatunki właściwe dla danego typu ekosystemu, czyli gatunki podstawowe I. Hanskiego (1982). M. Partel i in. (1997) uważają, że za różnice w bogactwie gatunkowym są odpowiedzialne głównie gatunki podstawowe, natomiast gatunki towarzyszące nie mają większego wpływu na wartości wskaźników. Natomiast zdaniem J. Wu i J. Vankata (1991) symulacje wskazują, że zmiany bogactwa gatunkowego występują wtedy, gdy powierzchnia płatu jest mniejsza od pewnej wartości granicznej, różnej dla poszczególnych, wyżej wymienionych grup gatunków.

Natomiast hipoteza (B) opisuje sytuację, w której płaty małe różnią się istotnie siedliskowo od terenów otaczających, a w związku z tym występują w nich prawie wyłącznie gatunki-specjaliści, właściwe dla danego typu zbiorowiska, przy zredukowanej liczbie gatunków ekotonowych i inwazyjnych z ekosystemów otaczających.

Zarysowane powyżej modele zależności, opracowane w celu określenia relacji między poszczególnymi płatami, są w zasadzie prawdziwe także dla związków między poszczególnymi typami ekosystemów. Należy przy tym podkreślić, że bogactwo gatunkowe poszczególnych typów ekosystemów i gamma-różnorodność krajobrazu analizowana na tej podstawie jest znacznie mniej zależna od historii poszczególnych płatów, ich kształtu, struktury graniczenia i stopnia rozdrobnienia krajobrazu niż relacje między bogactwem gatunkowym płatów.

Modyfikujący wpływ historii poszczególnych płatów wykazali m.in. S. Collinge i R. Forman (1998). Ich zdaniem bogactwo gatunkowe stopniowo spada wraz ze zmniejszaniem powierzchni postępującym od granicy, natomiast wzrasta w przypadku postępującej fragmentacji (tzn. rozcinania jednego płatu na niezależne fragmenty).

S. Harrison (1999) zajmował się wpływem struktury sąsiedztwa na bogactwo gatunkowe zbiorowisk zielnych na podłożu serpentynitowym. Przeanalizował on 24 małe izolowane powierzchnie oraz – porównawczo – 24 próby podobnej wielkości z jednego dużego i ciągłego płatu. Okazało się, że suma-

ryczne bogactwo gatunkowe 24 izolowanych płatów i średnie bogactwo w pojedynczym płacie było znacznie większe niż analogiczne wskaźniki dotyczące prób z dużego płatu. Głównym tego powodem był stosunkowo duży udział gatunków obcych, pochodzących z płatów otaczających. Natomiast biorąc pod uwagę wyłącznie gatunki właściwe dla serpetynitów (14% całej flory), to choć łącznie dla wszystkich płatów (izolowanych) i prób (branych z dużej powierzchni) bogactwo gatunkowe było podobne, to każdy izolowany płat był relatywnie uboższy. Natomiast kontrast florystyczny między izolowanymi płatami był znacznie większy niż między próbami z dużej powierzchni. Wyniki te są zgodne z koncepcją T. Fukami (2001), który zakłada, że nawet jeśli interakcje międzygatunkowe (w tym wpływ gatunków inwazyjnych i ekotonowych) powodują wysycenie gatunkami w obrębie jednego konkretnego płatu, to tego wysycenia nie obserwuje się na poziomie zgrupowania wielu płatów tego samego typu. Jednocześnie wyniki te odpowiadają hipotezie próby losowej (Andrén 1996) zakładającej, że skład gatunkowy małego płatu jest losową próbą składu gatunkowego płatu dużego o tym samym charakterze. Z tej hipotezy wynika, że skład gatunkowy nie zależy od wielkości płatu ani od stopnia jego izolacji.

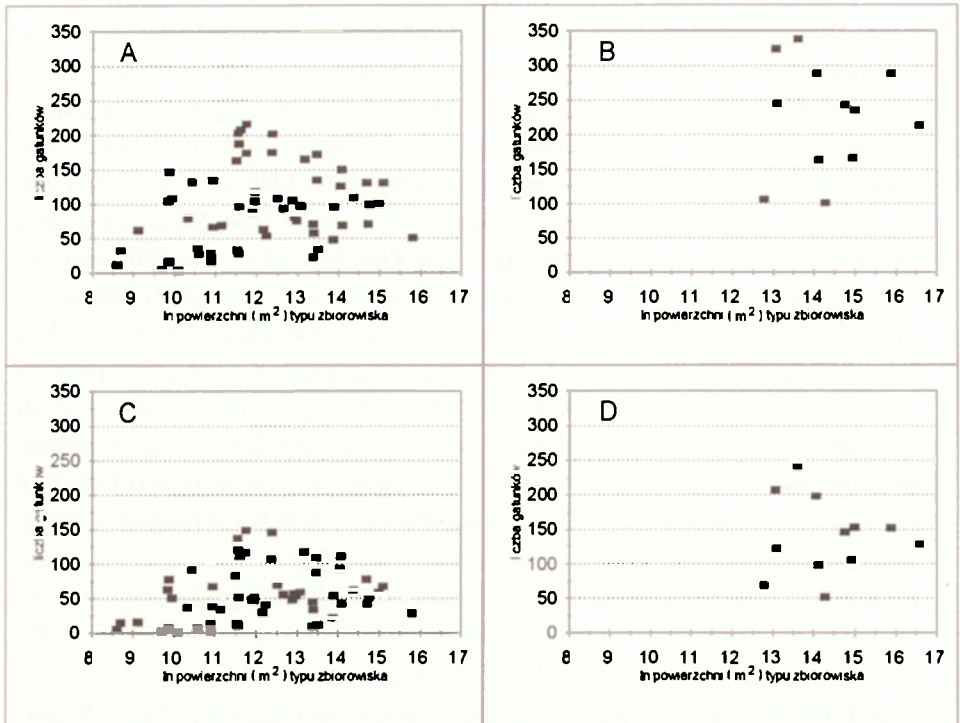
Z powyższych przykładów wynika, że udział poszczególnych grup gatunków i rozkład ich liczebności względnych w konkretnych płatach nie może być jednoznacznie wymodelowany (Wilson i in. 1998). Natomiast florę lokalną danego obszaru i jej powiązania ze strukturą przestrzenną krajobrazu należy analizować raczej w odniesieniu do typów ekosystemów niż w odniesieniu do poszczególnych płatów.

6.5.2. ZRÓŻNICOWANIE FLORYSTYCZNE OBSZARU "PIŃCZÓW"

Na obszarze poddanym analizie wyróżniono 697 oddzielnych płatów różnorodności, reprezentujących 59 typów zbiorowisk oraz 12 zagregowanych grup typów. Wskaźnik różnorodności powierzchniowej Shannona, obliczony dla całego krajobrazu, wynosi 4,495 w przypadku uwzględnienia wszystkich 59 jednostek typologicznych i 2,688 w przypadku uproszczenia typologii roślinności do 12 jednostek zagregowanych.

Jednocześnie na analizowanym obszarze zarejestrowano obecność 797 gatunków roślin naczyniowych, z czego 588 zaliczono do grupy gatunków dominujących, tzn. takich, które wystąpiły przynajmniej raz z pokryciem wyższym niż 0,5%.

Poszczególne typy roślinności różnią się wyraźnie pod względem bogactwa gatunkowego (tab. 22). Średnio w typie zbiorowiska występuje ok. 95 gatun-

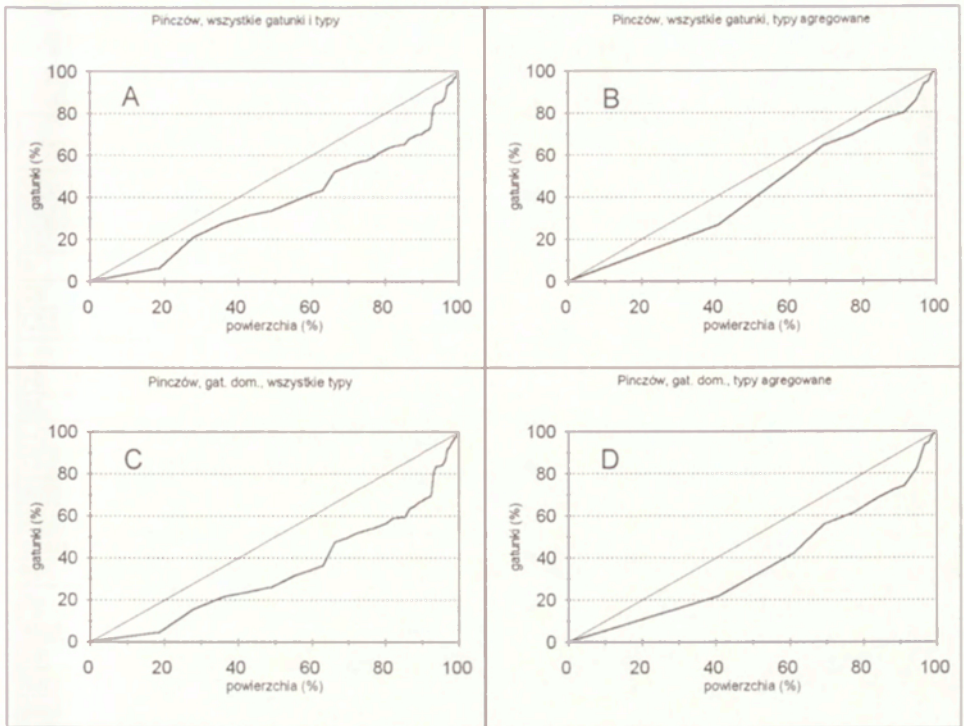


Ryc. 63. Zróżnicowanie liczby gatunków roślin naczyniowych w zależności od powierzchni zajętej przez zbiorowiska określonego typu na obszarze testowym "Pińczów": A – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; B – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych; C – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; D – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych.

Fig. 63. The relationship between the number of vascular plant species (Y axis) and an area occupied by different plant communities (X axis – scaled in $\ln \text{sq. m}$) on the "Pińczów" test area: A – for all species and narrowly defined plant community types; B – for all species and broad groups of community types; C – for dominating species only and narrowly defined plant community types; D – for dominating species only and broad groups of community types.

ków, przy czym liczba ta waha się od 3 do 216. Szczegółowa analiza wskazuje na brak istotnej statystycznie zależności między powierzchnią zajęta przez dany typ zbiorowiska, a liczbą gatunków roślin naczyniowych, które tam występują. Można jedynie stwierdzić, że zbiorowiska zajmujące małe powierzchnie są częściej nieco uboższe w gatunki, w porównaniu ze zbiorowiskami wielkoobszarowymi (ryc. 63).

Analiza krzywych kumulacyjnych, określających związek między liczbą gatunków a obszarem zajmowanym przez poszczególne typy roślinności wskazuje na istotną rolę pełnioną przez zbiorowiska drobnopowierzchniowe (ryc. 64). Przy analizie wąsko ujętych typów zbiorowisk i przy uwzględnie-



Ryc. 64. Związek między skumulowaną liczbą gatunków a skumulowaną powierzchnią zbiorowisk roślinnych na obszarze testowym "Pińczów": A – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; B – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych; C – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; D – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych.

Fig. 64. The relationship between a cumulated number of species (Y axis) and a cumulated area of plant communities (X axis) on the "Pińczów" test area. A – for all species and narrowly defined plant community types; B – for all species and broad groups of community types; C – for dominating species only and narrowly defined plant community types; D – for dominating species only and broad groups of community types.

niu wszystkich gatunków (ryc. 64A) okazuje się, że 30 typów (z 59) zajmuje ok. 95% powierzchni, natomiast pozostałe 5% powierzchni, zajęte przez 29 typów roślinności, jest wyłącznym obszarem występowania ok. 15% gatunków całej flory występującej w okolicach Pińczowa.

Analogiczne zależności występują niezależnie od sposobu ujęcia typów roślinności i uwzględniania grup gatunków o określonej wartości pokrycia. W przypadku zagregowania typów roślinności i uwzględnienia jedynie gatunków dominujących (ryc. 64D) 8 grup typów zajmuje łącznie 96% powierzchni, natomiast pozostałe 4%, zajęte przez 4 typy zbiorowisk, jest wyłącznym obszarem występowania 6% gatunków.

Należy również zauważyć, że krzywe opracowane wyłącznie dla gatunków występujących przynajmniej raz z pokryciem większym niż 0,5%

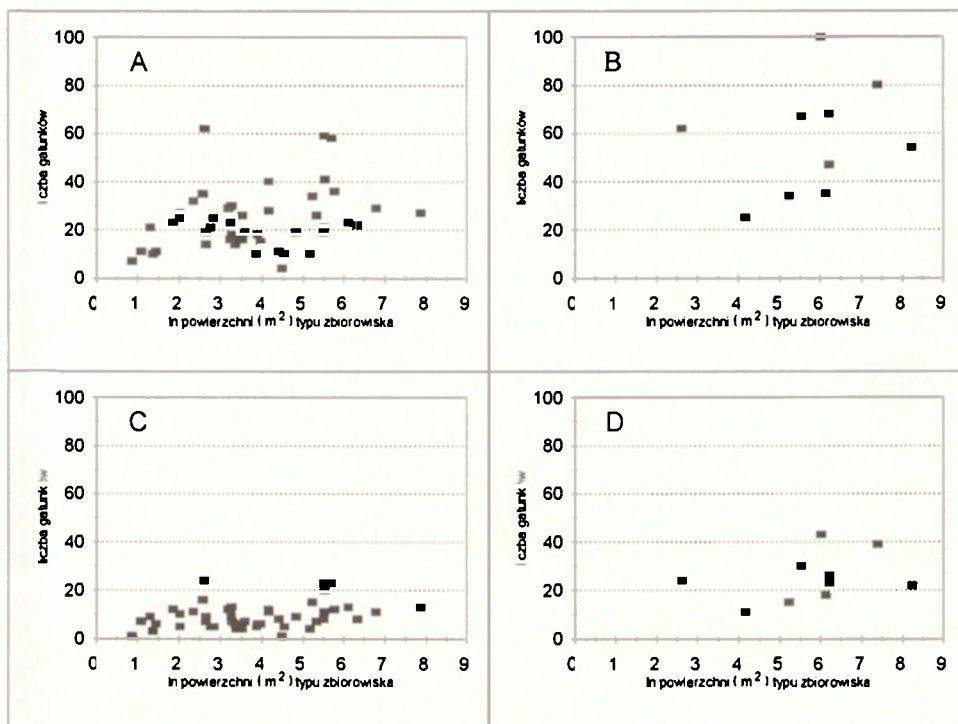
Tabela 22. Ogólna charakterystyka zróżnicowania szaty roślinnej obszarów testowych

	Obszar testowy	
	Pińczów	Tykocin
Liczba typów zbiorowisk	59	47
Średnia liczba gatunków w typie zbiorowiska	94,69	23,64
Mediana gatunków w typie zbiorowiska	95	21
Minimalna liczba gatunków w typie zbiorowiska	3	4
Maksymalna liczba gatunków w typie zbiorowiska	216	62
Odchylenie standardowe średniej liczby gatunków w typie zbiorowiska	56,63	12,83
Liczba gatunków w zagregowanych grupach zbiorowisk		
<i>Arrhetatherion</i> dobrze wykształcony	207	54
<i>Arrhetatherion</i> zdegradowany	nie wyróżniano	35
<i>Cynosurion</i>	nie wyróżniano	34
<i>Molinietalia</i>	128	47
<i>Scheuchzerio-Caricetea</i>	68	brak
<i>Phragmitetea</i>	105	80
<i>Salicetea purpureae</i> i <i>Alnetea glutinosae</i> łącznie	52	nie wyróżniano
<i>Salicetea purpureae</i>	nie wyróżniano	25
<i>Alnetea glutinosae</i>	nie wyróżniano	68
<i>Alno-Padion</i>	97	brak
<i>Carpinion</i>	153	62
kałużowe zbiorowiska lasów liściastych	198	brak
<i>Rhamno-Prunetea</i>	122	brak
<i>Dicrano-Pinion</i>	152	67
<i>Sedo-Scleranthetea</i>	146	100
<i>Festuco-Brometea</i>	241	brak

Tabela 23. Piętnaście typów roślinności, które zajmują najmniejsze powierzchnie na poligonie "Pińczów" i ich wkład do bogactwa florystycznego regionu

Zbiorowisko	Skumulowany udział	
	w liczbie gatunków	w ogólnej powierzchni
Zbiorowiska zajmujące większe powierzchnie – razem	96,86	99
<i>Typhetum angustifoliae</i> oraz <i>T. latifoliae</i>	96,99	99,14
<i>Caricetum acutiformis</i>	97,11	99,27
Zbiorowisko z klasy <i>Sedo-Scleranthetea</i> z dominacją <i>Calamagrostis epigeios</i>	97,11	99,38
Zbiorowisko <i>Robinia pseudacacia-Bromus secalinus</i>	97,24	99,48
<i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i>	97,99	99,56
Zbiorowisko <i>Acer platanoides-Brachypodium pinnatum</i>	98,12	99,64
<i>Scirpetum tabaernemontani</i>	98,12	99,7
Zbiorowisko z klasy <i>Rhamno-Prunetea</i> z dominacją <i>Rubus plicatus</i>	98,49	99,76
Zbiorowisko z klasy <i>Sedo-Scleranthetea</i> z dominacją <i>Trifolium arvense</i> i <i>Elymus repens</i>	99,00	99,81
<i>Epilobio-Juncetum effusi</i>	99,50	99,86
Zbiorowisko <i>Pinus silvestris-Adonis vernalis</i>	100,00	99,91
<i>Caricetum paniculatae</i>	100,00	99,95
<i>Leucobryo-Pinetum</i> wariant z <i>Festuca psammophila</i> i <i>Betula pendula</i>	100,00	99,97
<i>Prunion fruticosae</i>	100,00	99,99
<i>Eleocharitetum palustris</i>	100,00	100,00

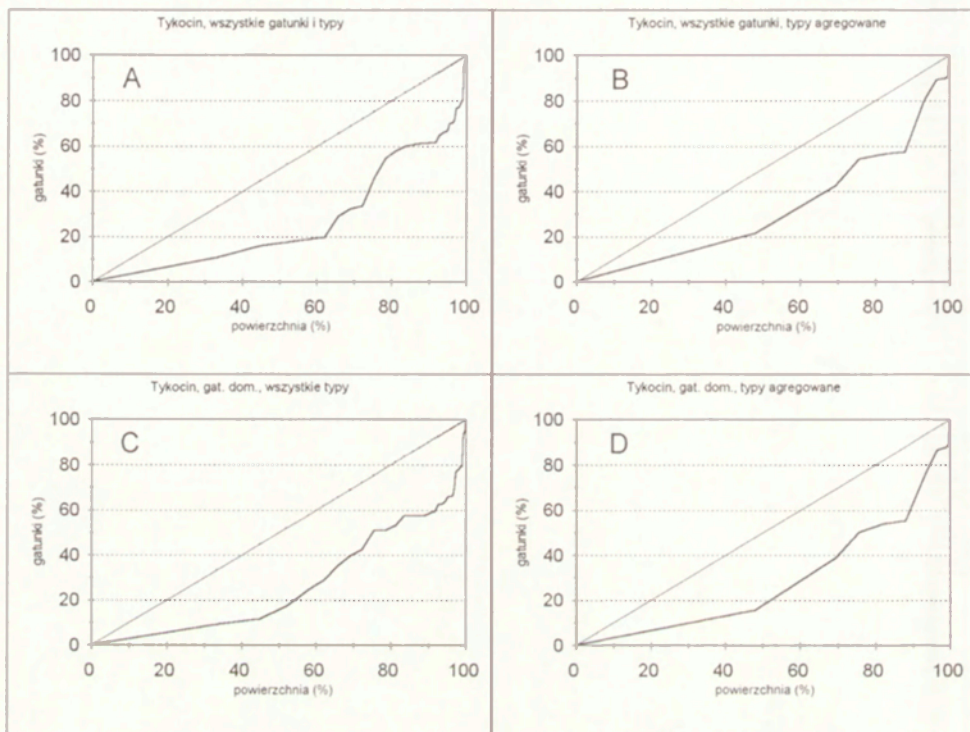
(ryc. 64C i ryc. 64D) wskazują na większy wkład zbiorowisk drobno powierzchniowych do ogólnego bogactwa florystycznego terenu niż by to wynikało z analizy uwzględniającej wszystkie gatunki (ryc. 64A i ryc. 64B). Z tego wyniku wniosek, że dla gatunków rzadkich i występujących w bardzo niskim pokryciu zbiorowiska zajmujące duże powierzchnie są bardziej odpowiednim miejscem występowania w porównaniu ze zbiorowiskami drobno powierzchniowymi.



Ryc. 65. Zróżnicowanie liczby gatunków roślin naczyniowych w zależności od powierzchni zajętej przez zbiorowiska określonego typu na obszarze testowym "Tykocin": A – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; B – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych; C – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; D – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych.

Fig. 65. The relationship between the number of vascular plant species (Y axis) and an area occupied by different plant communities (X axis – scaled in $\ln \text{sq. m}$) on the "Tykocin" test area: A – for all species and narrowly defined plant community types; B – for all species and broad groups of community types; C – for dominating species only and narrowly defined plant community types; D – for dominating species only and broad groups of community types.

Spośród 15 typów zbiorowisk zajmujących najmniejsze powierzchnie 6 reprezentuje fitocenony o charakterze lokalnym, nie dające się utożsamić z żadnym zespołem; są to często fazy degeneracyjne lub stadia sukcesyjne innych jednostek roślinności. Należy również podkreślić, że 5 ostatnich typów, fizjonomicznie dobrze określonych, które zajmują w sumie ok. 0,1% powierzchni, nie ma żadnych gatunków wyłącznych (tab. 23).



Ryc. 66. Związek między skumulowaną liczbą gatunków a skumulowaną powierzchnią zbiorowisk roślinnych na obszarze testowym "Tykocin": A – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; B – przy uwzględnieniu wszystkich gatunków i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych; C – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i wąsko ujętych typów zbiorowisk roślinnych; D – przy uwzględnieniu jedynie gatunków dominujących i zagregowanych grup typów zbiorowisk roślinnych.

Fig. 66. The relationship between a cumulated number of species (Y axis) and a cumulated area of plant communities (X axis) on the "Tykocin" test area. A – for all species and narrowly defined plant community types; B – for all species and broad groups of community types; C – for dominating species only and narrowly defined plant community types; D – for dominating species only and broad groups of community types.

6.5.3. ZRÓŻNICOWANIE FLORYSTYCZNE OBSZARU "TYKOCIN"

Na obszarze poddanym analizie wyróżniono 995 oddzielnych płatów roślinności, reprezentujących 47 typów zbiorowisk oraz 10 zagregowanych grup typów. Wskaźnik różnorodności powierzchniowej Shannona, obliczony dla całego krajobrazu wynosi 3,831 przy uwzględnieniu wszystkich 47 jednostek typologicznych i 2,312 w przypadku uproszczenia typologii roślinności do 10 jednostek zagregowanych.

Jednocześnie na analizowanym obszarze zarejestrowano 250 gatunków roślin naczyniowych, z czego 139 zaliczono do grupy gatunków dominujących, tzn. takich, które przynajmniej raz wystąpiły z pokryciem wyższym niż 0,5%.

Poszczególne typy roślinności różnią się wyraźnie pod względem ogólnego bogactwa gatunkowego (tab. 22). Średnio w typie zbiorowiska występują prawie 24 gatunki, przy czym liczba ta waha się od 4 do 62. Szczegółowa analiza wskazuje na brak istotnej statystycznie zależności między powierzchnią zajęta przez dany typ zbiorowiska, a liczbą gatunków roślin naczyniowych, które tam występują. Można jedynie stwierdzić, że zbiorowiska zajmujące małe powierzchnie są częściej nieco uboższe w gatunki w porównaniu ze zbiorowiskami wielkoobszarowymi (ryc. 65).

Analiza krzywych kumulacyjnych, określających związek między liczbą gatunków a obszarem zajmowanym przez poszczególne typy roślinności wskazuje na istotną rolę pełnioną przez zbiorowiska drobnopowierzchniowe (ryc. 66). Przy analizie wąsko ujętych typów zbiorowisk i przy uwzględnieniu wszystkich gatunków (ryc. 66A) okazuje się, że 23 typy (z 47) zajmują ok. 95% powierzchni, natomiast pozostałe 5% powierzchni, zajęte przez 26 typów roślinności, jest wyłącznym obszarem występowania ok. 32% gatunków całej flory występującej w okolicach Tykocina.

Analogiczne zależności występują niezależnie od sposobu ujęcia typów roślinności i uwzględniania grup gatunków o określonej wartości pokrycia. W przypadku zagregowania typów roślinności i uwzględnienia jedynie gatunków dominujących (ryc. 66D), 6 grup typów zajmuje łącznie 96% powierzchni, natomiast pozostałe 4%, zajęte przez 4 typy zbiorowisk, jest wyłącznym obszarem występowania około 11% gatunków.

Należy również zauważyć, że – w przeciwieństwie do obszaru Pińczowa – krzywe opracowane wyłącznie dla gatunków występujących przynajmniej raz z pokryciem większym niż 0,5% (ryc. 66C i ryc. 66D) różnią się jedynie minimalnie od krzywych opracowanych na podstawie wszystkich gatunków (ryc. 66A i ryc. 66B). Z tego wynika wniosek, że dla gatunków rzadkich i wy-

Tabela 24. Piętnaście typów roślinności, zajmujące najmniejsze powierzchnie na poligonie "Tykocin" i ich wkład do bogactwa florystycznego regionu

Zbiorowisko	Skumulowany udział	
	w liczbie gatunków	w ogólnej powierzchni
Wszystkie zbiorowiska zajmujące większe powierzchnie – razem	78	98,23
<i>Spergulo-Corynephorum</i> postać z <i>Calamagrostis epigeios</i>	79,2	98,45
Zbiorowisko z dominacją <i>Agropyron repens</i>	80	98,66
Zbiorowisko pośrednie między <i>Caricetum ripariae</i> i <i>Caricetum gracilis</i>	80	98,84
<i>Caricetum rostratae</i>	80	99,02
<i>Tilio-Carpinetum</i>	91,6	99,2
<i>Quercu roboris-Pinetum typicum</i>	94,4	99,37
<i>Ribo nigri-Alnetum</i> postać podsuszona	96	99,5
<i>Diantho-Armerietum</i> postać kadłubowa	96,8	99,6
Zbiorowisko kadłubowe z rzędu <i>Phragmitetalia</i> postać łąkowa	96,8	99,7
<i>Quercu roboris-Pinetum molinietosum</i>	98,8	99,78
<i>Ribo nigri-Alnetum</i> postać zdegradowana	98,8	99,83
<i>Epilobio-Juncetum effusi</i>	98,8	99,88
<i>Sphagno squarrosi-Alnetum</i> postać przesuszona	99,2	99,93
Zbiorowisko z dominacją <i>Calamagrostis epigeios</i> i <i>Salix rosmarinifolia</i>	99,2	99,97
Zbiorowisko z dominacją <i>Avena fatua</i>	100	100

stępujących w bardzo niskim pokryciu zarówno zbiorowiska zajmujące duże powierzchnie, jak i drobnopowierzchniowe są równie dobrym miejscem występowania.

Spośród 15 typów zbiorowisk zajmujących najmniejsze powierzchnie 10 reprezentuje fitocenony o charakterze lokalnym, nie dające się utożsamić z żadnym zespołem; są to często fazy degeneracyjne lub stadia sukcesyjne innych jednostek roślinności (tab. 24).

6.5.4. ROLA ZBIOROWISK DROBNOPOWIERZCHNIOWYCH W ZACHOWANIU RÓŻNORODNOŚCI GATUNKOWEJ KRAJOBRAZU – PODSUMOWANIE

Na obu obszarach testowych zbiorowiska zajmujące niewielkie powierzchnie charakteryzują się przeciętnie niskim bogactwem gatunkowym, ale wnoszą duży wkład do ogólnej różnorodności florystycznej terenu. Jest to zgodne z hipotezą (B) przedstawioną w rozdziale 6.5.1. Należy tu również podkreślić, że oba tereny charakteryzują się bardzo podobnym (choć nie identycznym

nym) typem zależności między powierzchnią i liczbą gatunków roślin naczyniowych. Dowodem na to jest wartość współczynnika korelacji między analogicznymi krzywymi kumulacyjnymi, która waha się w przedziale od 0,91 do 0,96 i wynosi średnio 0,94.

Niewielkie różnice między kształtami krzywych kumulacyjnych wynikają przede wszystkim z różnic w użytkowaniu ziemi. W okolicach Pińczowa przeważają zbiorowiska leśne i półnaturalne łąki, podczas gdy w okolicach Tykocina powierzchniowo dominują intensywnie użytkowane zbiorowiska łąkowe. Dlatego też w okolicach Pińczowa zbiorowiska zajmujące duże powierzchnie (w ujęciu procentowym i bezwzględny) są przeciętnie bogatsze w gatunki w porównaniu z obszarem Tykocina. Z drugiej strony fitocenony lokalnie o przeciętnej powierzchni są bogatsze florystycznie w okolicach Tykocina.

Należy również podkreślić, że wkład zbiorowisk zajmujących najmniejsze powierzchnie (w sumie do 5% całości obszaru) do ogólnej różnorodności gatunkowej regionu jest znacznie silniej wyrażony na obszarze Tykocina. Jest to związane z jednej strony z wyraźniejszym kontrastem siedliskowym tych obszarów w stosunku do terenów otaczających. Z drugiej zaś strony można dodatkowo stwierdzić, że im bardziej roślinność danego obszaru jest przekształcona, tym ważniejszą rolę w utrzymaniu różnorodności gatunkowej regionu odgrywają zbiorowiska drobnopowierzchniowe.

Powyższe zależności mają charakter stały i niezależny zarówno od sposobu wyróżniania typów roślinności (wąsko ujęte fitocenony lokalne lub zagregowane grupy typów zbiorowisk), jak i od uwzględniania (lub nie) gatunków rzadkich, o maksymalnym pokryciu nie większym od 0,5%.

Na uwagę zasługuje również rola zbiorowisk o charakterze przejściowym w podnoszeniu bogactwa florystycznego regionu. W wyniku przeprowadzonych analiz okazało się bowiem, że w określonym regionie zbiorowiska przejściowe (tzn. dynamiczne fazy rozwojowe oraz stadia de- i regeneracji) są wyłącznym środowiskiem bytowania licznej grupy gatunków roślin naczyniowych.

*Tu góra drzewy natkciona,
A pod nią łąka zielona;
Tu źródł przezroczystej wody
Podróznemu dla ochłody;
Tu zachodni wiatr powiewa,
Tu słowik przyjemnie śpiewa.
(Jan Kochanowski, *O Hannie*)*

7. WPŁYW ZRÓŻNICOWANIA SIEDLISKOWEGO I UŻYTKOWANIA ZIEMI NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

7.1. GŁÓWNE CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA RÓŻNORODNOŚĆ TYPOLOGICZNĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ W KRAJOBRAZIE

Od dawna stwierdzono, że bogactwo gatunkowe w zbiorowiskach roślinnych zależy od niejednorodności siedliskowej, żyzności, stadium dynamicznego i poziomu antropogenicznego odkształcenia zbiorowiska (Huston 1994). Zdaniem większości autorów niejednorodność przestrzenna warunków abiotycznych (rodzaju podłoża, wilgotności, żyzności) jest dodatnio liniowo skorelowana z różnorodnością gatunkową i to niezależnie od skali analizy: zarówno w obrębie pojedynczej fitocenozy, jak i na poziomie dużych jednostek geobotanicznych (Harman 1972; Cody 1975; Schlosser 1982; Tonn, Magnuson 1982; Crozier, Boerner 1984; Chambers, Prepas 1990; Kaczor, Hartnett 1990; Pringle 1990; Scarsbrook, Townsend 1993). Wielokrotnie wykazano, że różnorodność gatunkowa jest najwyższa w przypadku średniej żyzności i produktywności siedliska (Grime 1973; Al-Mufti i in. 1977; Wheeler, Giller 1982; Jurko 1985; Moore, Keddy 1989; Solon, Roo-Zielińska 2001), choć z niektórych badań wynika spadek bogactwa gatunkowego wraz ze wzrostem żyzności (Rosenzweig 1971; Huston 1980; Cowling 1990) lub przeciwnie – dodatnia korelacja między żyznością i różnorodnością gatunkową (Prusinkiewicz 1970; Currie, Paquin 1987; Currie 1991). Często jest również opinia, że bogactwo gatunkowe jest najwyższe przy średnim poziomie odkształcenia od stadium naturalnego (Fox 1979; Huston 1979; Sousa 1979; Ward, Stanford 1983). Z innych badań wynika jednak, że różnorodność gatunkowa w zbiorowisku roślinnym wzrasta (Tilman 1983; Kneidel 1984; Bailey 1988; Grassle 1989; Kaczor, Hartnett 1990; Phillips i in. 1994) lub spada (Gaedeke, Sommer 1986; Robinson, Minshall 1986; Bailey 1988; Brown, Brussock 1991; Englund 1991; Wilson, Tilman 1991) wraz ze wzrostem odkształcenia antropogenicznego roślinności.

W przeciwieństwie do badań poświęconych określeniu czynników wpływających na różnorodność gatunkową w obrębie zbiorowisk roślinnych, badania dotyczące różnorodności na poziomie krajobrazu są znacznie mniej liczne. Zakłada się jednak powszechnie, że na poziomie krajobrazu występują analogiczne do wyżej opisanych zależności determinujące różnorodność typologiczną zbiorowisk roślinnych (różnorodność kompozycji krajobrazu). W szczególności podkreśla się wpływ dwóch grup czynników. Pierwsza obejmuje zróżnicowanie i rozmieszczenie w przestrzeni różnych siedlisk, a druga odpowiada zróżnicowaniu użytkowania ziemi i innych oddziaływań antropogenicznych. Wpływ obu grup czynników na poszczególne składowe (kompozycji i konfiguracji) w ogólnej różnorodności krajobrazu jest bardzo zmienny w czasie i przestrzeni (Baker 1989; Solon 1990). Z badań B. Fu i L. Chena (Fu, Chen 2000) wynika np., że różnorodność typologiczna i konfiguracyjna zbiorowisk leśnych i zaroślowych jest w głównej mierze zależna od różnorodności warunków siedliskowych, podczas gdy różnorodność zbiorowisk trawiastych tego samego obszaru zależy przede wszystkim od ogólnego poziomu synantropizacji.

Czasem można wskazać jeden, wąsko ujęty czynnik, który najsilniej koreluje z miarami różnorodności krajobrazu. Z badań M. Luoto (2000) wynika, że w warunkach krajobrazów mało przekształconych przez człowieka takim czynnikiem może być średnie nachylenie stoku, z którym jest skorelowana różnorodność powierzchniowa i wskaźnik fragmentacji terenu oraz wielkość płątów lasów i półnaturalnych zbiorowisk trawiastych.

W większości jednak przypadków różne grupy czynników oddziałują łącznie, przy czym ich wpływy mogą się zarówno wzajemnie wzmacniać, jak i osłabiać. Na łączne oddziaływanie zróżnicowania geomorfologicznego i poziomu presji antropogenicznej na różnorodność krajobrazu zwraca uwagę K. Takeuchi i in. (1995). Skomplikowaną sieć powiązań między zróżnicowaniem siedliskowym i poziomem oddziaływań antropogenicznych z jednej strony, a z drugiej – z kompozycyjnymi i konfiguracyjnymi składowymi ogólnej różnorodności krajobrazu okolic jeziora Wigry przedstawił J. Solon (1995). Z badań tych wynika, że na tym konkretnym obszarze im siedlisko jest suchsze, tym silniejszym odkształceniom antropogenicznym podlega roślinność rzeczywista. Jednocześnie typ siedliska (zdefiniowany w kategoriach roślinności potencjalnej) i poziom synantropizacji wpływają łącznie w istotny sposób na średnią wielkość płątu zbiorowisk roślinnych (współczynnik korelacji 0,43), przy czym związek ten jest dość skomplikowany. Ogólnie rzecz biorąc im wyższy poziom antropogenicznego odkształcenia roślinności tym poszczególne płąty są mniejsze, natomiast przy tym samym stopniu odkształ-

cenia relatywnie najmniejsze płaty występują na siedliskach mokrych a największe – na suchych. Inna miara konfiguracji – wskaźnik kształtu – jest zależna od stopnia synantropizacji, natomiast w nikłym stopniu determinowana jest przez różnorodność siedliskową. Przedstawione rezultaty sugerują, że wpływ oddziaływania antropogenicznego na zmiany składowych ogólnej różnorodności powierzchniowej jest wielotorowy i często różnokierunkowy. Z jednej strony jest przyczyną podniesienia ogólnej różnorodności (przez zwiększenie liczby typów i ogólnej liczby płatów roślinnych), a z drugiej obniża ją (w wyniku upraszczania struktury sąsiedztwa między zbiorowiskami i zmniejszania wartości wskaźników kształtu).

Z dotychczasowych badań i modeli jednoznacznie wynika wyraźny wpływ zróżnicowania siedliskowego i poziomu synantropizacji na różnorodność krajobrazu. Zgromadzone do tej pory dane nie są jednak wystarczające do stworzenia całościowego modelu zależności między analizowanymi zmiennymi. Co więcej, związki między różnorodnością a siedliskiem i synantropizacją można określać na podstawie odmiennych powierzchni odniesienia, to znaczy: heterogenicznych jednostek przestrzennych (np. mikrokrajobrazów roślinnych), poszczególnych typów siedlisk, wyróżnionych jednostek administracyjnych, regularnych powierzchni geometrycznych itd. W ten sposób można otrzymać odmienne, ale uzupełniające się wzajemnie oceny różnorodności krajobrazu.

7.2. WPŁYW ZRÓŻNICOWANIA SIEDLISKOWEGO NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

7.2.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

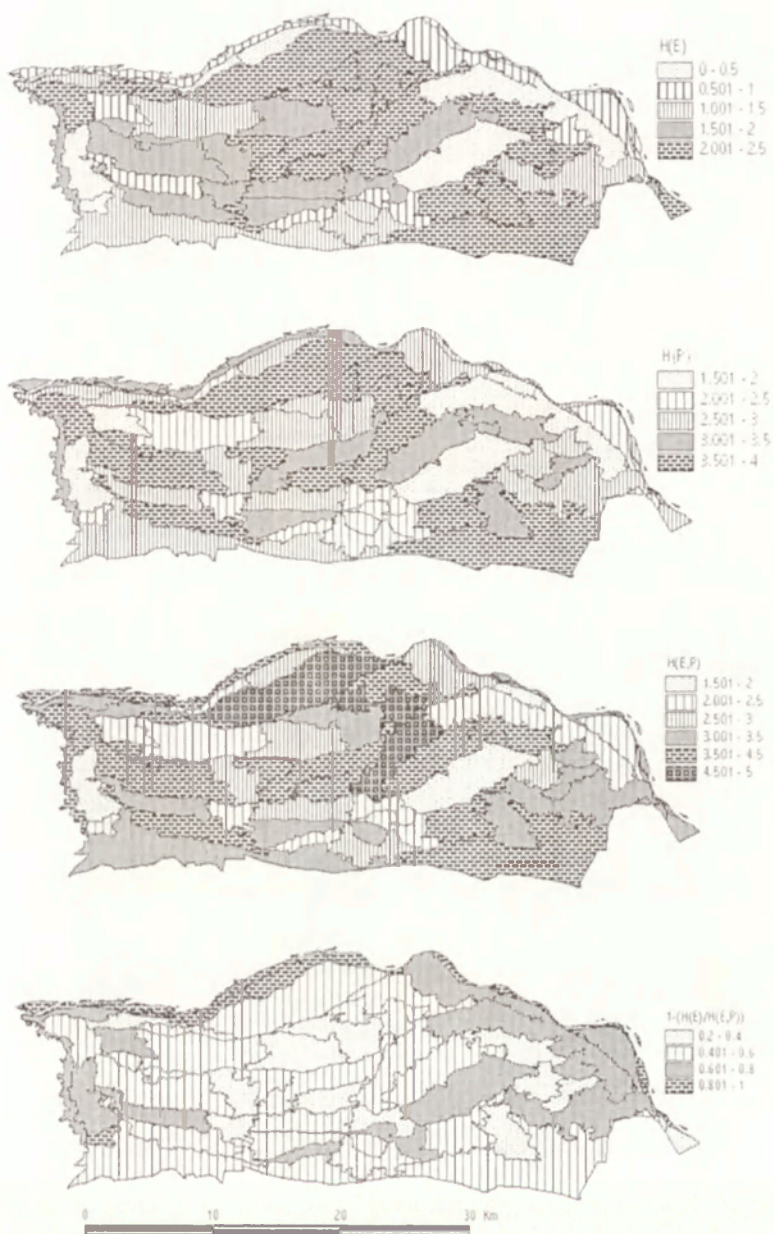
W ostatnich latach coraz silniej ugruntowuje się pogląd, że przy ocenie różnorodności krajobrazu należy uwzględniać nie tylko zróżnicowanie świata żywego i użytkowanie ziemi, ale również zróżnicowanie warunków abiotycznych (por.: Richling 1993; Solon 1999a). Zwraca się przy tym szczególną uwagę na wpływ warunków geomorfologicznych (Takeuchi i in. 1995) oraz na powiązania między glebą i roślinnością (Degórski 2001). Powiązania między ogólną różnorodnością krajobrazu, różnorodnością biologiczną i georóżnorodnością (por.: Barthlott, Kier i in. 1999; Jedicke 2001) nie są do końca wyjaśnione. Jednym z powodów takiego stanu rzeczy jest stosowanie wielu różnych sposobów opisu i interpretacji zróżnicowania warunków abiotycznych, z których jedynie część jest zgodna z koncepcją geokompleksów częściowych (Haase 1964), a dla większości brak odpowiednich miar, specyficznych dla oceny georóżnorodności (Richling, Solon 1998).

Jednym z możliwych rozwiązań tego problemu jest ocena georóżnorodności na podstawie różnorodności roślinności potencjalnej (Tuxen 1956), traktowanej jako syntetyczne przedstawienie kompleksu warunków siedliskowych (Solon 1990).

Ze względu na wyraźną hierarchiczną strukturę jednostek przestrzennych roślinności (por.: rozdział 6.4) ocenę związku między różnorodnością roślinności potencjalnej i rzeczywistej należy dokonywać oddzielnie dla poszczególnych mikrokrajobrazów (Solon 1983, 1988, 1990). Możliwe jest przy tym stosowanie różnych podejść teoretycznych, bazujących zarówno na ocenie konfiguracji płatów (por.: rozdział 5.4), jak i wykorzystujących wskaźniki różnorodności odnoszące się do kompozycji krajobrazu. W szczególności, do oceny powiązań między roślinnością rzeczywistą a roślinnością potencjalną przydatny jest zestaw wskaźników, których interpretacja jest możliwa w ramach teorii informacji (Solon 1990).

7.2.2. RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI POTENCJALNEJ I RZECZYWISTEJ W MIKROKRAJOBRAZACH ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "KMPN"

Na obszarze "KmpN" wartości wskaźnika różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ w poszczególnych mikrokrajobrazach wahają się od 0,14 do 2,43 (ryc. 67). Powierzchniowo dominują obszary o stosunkowo wysokiej różnorodności ($H(E) > 2$). Obejmują one przede wszystkim mikrokrajobrazy z dużym udziałem łąk. Natomiast jednostki ze zdecydowaną przewagą pól charakteryzują się niską różnorodnością warunków siedliskowych. Wartości wskaźnika różnorodności roślinności rzeczywistej $H(P)$ w poszczególnych mikrokrajobrazach wahają się od 1,54 do 3,94. Najwyższe wartości charakteryzują mikrokrajobrazy łąkowe oraz o charakterze podmiejskim ze znacznym udziałem zabudowy. Mikrokrajobrazy położone w pobliżu koryta Wisły, z przewagą siedlisk *Salici-Populetum* i *Ficario-Ulmetum* charakteryzują się średnimi i wysokimi wartościami wskaźnika (w przedziale od 2,5 do 3,5). Rozkład przestrzenny łącznej różnorodności roślinności potencjalnej i rzeczywistej $H(E,P)$ jest bardzo zbliżony do rozkładu wskaźnika $H(P)$, a jego wartości mieszczą się w przedziale od 1,66 do 4,83. Na szczególną uwagę zasługują trzy mikrokrajobrazy charakteryzujące się najwyższą różnorodnością ogólną. Obejmują one obszary o wybitnie zróżnicowanym sposobie użytkowania, z dużym udziałem łąk na siedliskach wilgotnych. Wartości wskaźnika $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ w poszczególnych mikrokrajobrazach wahają się od 0,21 do 0,95. Najwyższe wartości wskaźnika W są charakterystyczne dla mikrokrajobrazów położonych w najbliższym sąsiedztwie koryta Wisły. Również część mikrokrajobrazów łąkowych charakteryzuje się wysokimi war-



Ryc. 67. Różnorodność roślinności potencjalnej H(E), roślinności rzeczywistej H(P), łączna różnorodność H(E,P) oraz wskaźnik $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ w mikrokrajobrazach roślinnych obszaru "KmPN".

Fig. 67. Diversity of: potential vegetation H(E), actual vegetation H(P), total diversity H(E,P) and the index $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ in vegetational microlandscapes on "KmPN" test area.



Ryc. 68. Różnorodność roślinności potencjalnej $H(E)$, roślinności rzeczywistej $H(P)$, łączna różnorodność $H(E,P)$ oraz wskaźnik $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ w mikrokrajobrazach roślinnych obszaru "Pińczów".

Fig. 68. Diversity of: potential vegetation $H(E)$, actual vegetation $H(P)$, total diversity $H(E,P)$ and the index $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ in vegetational microlandscapes on "Pińczów" test area.

tościami tego wskaźnika. W przypadku pozostałych mikrokrajobrazów wskaźnik W przybiera niskie i mało zróżnicowane wartości. Ogólnie biorąc, zróżnicowanie przestrzenne tego wskaźnika jest podobne do zróżnicowania przestrzennego wskaźnika różnorodności roślinności rzeczywistej.

7.2.3. RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI POTENCJALNEJ I RZECZYWISTEJ W MIKROKRAJOBRAZACH ROŚLINNYCH NA OBSZARZE "PIŃCZÓW"

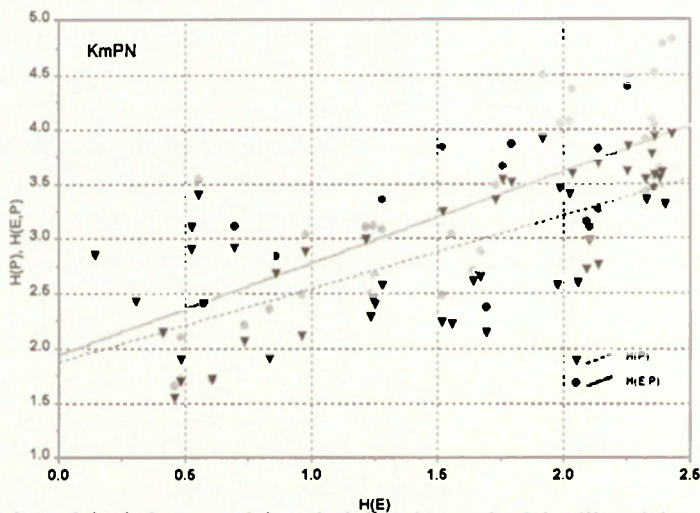
W okolicach Pińczowa wartości wskaźnika różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ mieszczą się w przedziale od zera do 2,28 (ryc. 68). Najwyższymi wartościami wskaźnika charakteryzują się mikrokrajobrazy doliny Nidy oraz położone na południowo-wschodnich stokach Garbu Pińczowskiego. Wartości wskaźnika różnorodności roślinności rzeczywistej $H(P)$ mieszczą się w przedziale od 0,16 do 4,05. Najwyższe wartości wskaźnika są związane z mikrokrajobrazami łąkowymi i stepowo-zaroślowymi. Obie grupy mikrokrajobrazów charakteryzują się dużym udziałem powierzchni podlegających sukcesji wtórnej i regeneracji. Należy również podkreślić, że najniższe wartości tego wskaźnika występują na obszarach wybitnie rolniczych, z dominacją gruntów ornych. Rozkład przestrzenny łącznej różnorodności roślinności potencjalnej i rzeczywistej $H(E,P)$ jest bardzo zbliżony do rozkładu wskaźnika $H(P)$, a jego wartości mieszczą się w przedziale od 0,16 do 4,11. Wartości wskaźnika $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ w poszczególnych mikrokrajobrazach wahają się od 0,29 do 1,0. Najwyższymi wartościami wskaźnika W charakteryzują się mikrokrajobrazy wybitnie polne, natomiast krajobrazy łąkowe i stepowo-zaroślowe charakteryzują się wartościami niskimi.

7.2.4. OGÓLNE ZWIĄZKI MIĘDZY RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI POTENCJALNEJ I RZECZYWISTEJ

Zróżnicowanie roślinności potencjalnej mikrokrajobrazów roślinnych na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego jest wyraźnie wyższe niż w okolicach Pińczowa. Różnice te nie wpływają jednak na ogólny obraz powiązań między wartościami poszczególnych wskaźników. Istnieje bowiem ogólna zależność, zgodnie z którą wzrostowi różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ towarzyszy wzrost różnorodności roślinności rzeczywistej $H(P)$ i ogólnej różnorodności $H(E,P)$ (ryc. 69 i ryc. 70). Towarzyszy temu spadek wartości wskaźnika W (ryc. 71 i ryc. 72).

Wskaźnik W, określający wkład różnorodności roślinności rzeczywistej w ogólną różnorodność terenu, silnie zależy od zróżnicowania roślinności potencjalnej $H(E)$. W przypadku mikrokrajobrazów obejmujących tylko jeden obszar siedliskowy jego wartość – z definicji – wynosi 1, niezależnie od zróżnicowania roślinności rzeczywistej. Przydatność tego wskaźnika do oceny różnorodności roślinności rzeczywistej, szczególnie w przypadku porównań między różnymi obiektami, wzrasta wraz ze wzrostem heterogeniczności siedliskowej krajobrazu.

Każdy z zastosowanych wskaźników charakteryzuje odmienne aspekty ogólnej różnorodności roślinności danego terenu. Choć wartości wskaźników są ze sobą powiązane, to jednak nie zastępują się one lecz uzupełniają. Biorąc pod uwagę potrzebę minimalizowania zestawu wskaźników charakteryzujących strukturę krajobrazu (Garrabou i in. 1998), można przyjąć, że do celów oceny różnorodności roślinności wystarczą dwie miary: różnorodność roślinności rzeczywistej $H(P)$ oraz wskaźnik W. Przy ich łącznej interpretacji możliwe są cztery warianty podstawowe, opisujące różne typy struktury przestrzennej:



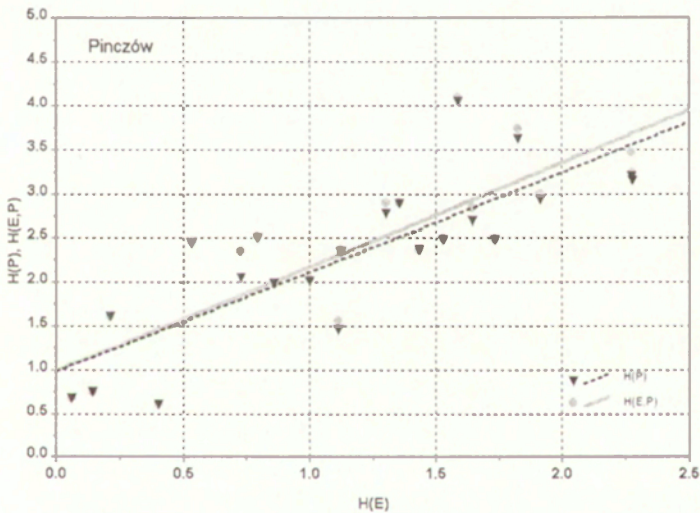
Ryc. 69. Zależności między wartością wskaźnika różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ (zmienna niezależna) a wartościami wskaźników $H(P)$ i $H(E,P)$ (zmienne zależne) dla mikrokrajobrazów roślinnych obszaru "KmPN". Parametry regresji liniowej wg wzoru $Y=a+bX$. Dla $Y=H(P)$ $a=1,881$; $b=0,666$; współczynnik korelacji 0,714. Dla $Y=H(E,P)$ $a=1,946$; $b=0,834$; współczynnik korelacji 0,728.

Fig. 69. The relationship between the diversity of potential vegetation $H(E)$ (independent variable) and the diversity of actual vegetation $H(P)$ and the total diversity $H(E,P)$ (dependent variables) for vegetational microlandscapes on the "KmPN" test area. Parameters for linear regression $Y=a+bX$. For $Y=H(P)$ $a=1,881$; $b=0,666$; correlation coefficient 0,714. For $Y=H(E,P)$ $a=1,946$; $b=0,834$; correlation coefficient 0,728.

(a) $H(P)$ wysokie, W wysokie – występuje w przypadku wysokiego zróżnicowania siedliskowego, przy czym każde z siedlisk charakteryzuje się wysoką różnorodnością roślinności rzeczywistej, co oznacza (w większości przypadków) silną fragmentację obszarów siedliskowych, zróżnicowaną presję antropogeniczną i różne formy użytkowania ziemi;

(b) $H(P)$ niskie, W niskie – występuje w przypadku małego zróżnicowania siedliskowego (w krańcowym przypadku w obrębie całego mikrokrajobrazu występuje jeden typ roślinności potencjalnej), przy czym obszary siedliskowe są zajęte przez niewiele typów zbiorowisk roślinnych, co oznacza bardzo małą fragmentację terenu i niskie zróżnicowanie form użytkowania ziemi;

(c) $H(P)$ wysokie, W niskie – występuje w przypadku silnego zróżnicowania siedliskowego, natomiast każde z siedlisk jest zajęte przez niewiele typów zbiorowisk roślinnych (najczęściej o niskim stopniu fragmentacji roślinności rzeczywistej), co oznacza relatywnie małe obszary siedliskowe oraz użytkowanie terenu wyraźnie specyficzne w stosunku do typów siedlisk;



Ryc. 70. Zależności między wartością wskaźnika różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ (zmienna niezależna) a wartościami wskaźników $H(P)$ i $H(E,P)$ (zmiennie zależne) dla mikrokrajobrazów roślinnych obszaru "Pińczów". Parametry regresji liniowej wg wzoru $Y=a+bX$. Dla $Y=H(P)$ $a=0,984$; $b=1,131$; współczynnik korelacji 0,825. Dla $Y=H(E,P)$ $a=0,987$; $b=1,182$; współczynnik korelacji 0,833.

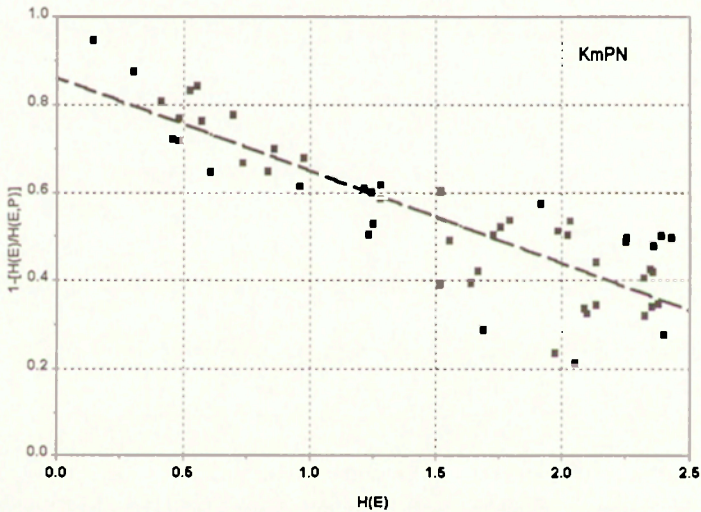
Fig. 70. The relationship between the diversity of potential vegetation $H(E)$ (independent variable) and the diversity of actual vegetation $H(P)$ and the total diversity $H(E,P)$ (dependent variables) for vegetational microlandscapes on the "Pińczów" test area. Parameters for linear regression $Y=a+bX$. For $Y=H(P)$ $a=0,984$; $b=1,131$; correlation coefficient 0,825. For $Y=H(E,P)$ $a=0,987$; $b=1,182$; correlation coefficient 0,833.

(d)H(P) niskie, W wysokie – występuje w przypadku niskiego zróżnicowania siedliskowego, (w krańcowym przypadku w obrębie całego mikrokrajobrazu występuje jeden typ roślinności potencjalnej), przy czym obszary siedliskowe są zajęte przez wiele typów zbiorowisk roślinnych, co oznacza stosunkowo wysokie zróżnicowanie form użytkowania ziemi w warunkach różnego (zarówno wysokiego, jak i niskiego) stopnia fragmentacji terenu.

7.3. WPŁYW RÓŻNORODNOŚCI FORM UŻYTKOWANIA ZIEMI NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

7.3.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Jak już wspomniano wcześniej (por.: rozdział 6.1) użytkowanie ziemi i pokrycie terenu wyrażone w kategoriach Corine Land Cover (*Corine Land Cover...* 1993) jest często traktowane jako podstawa oceny różnorodności krajobrazu, szczególnie na potrzeby monitoringu wielkoobszarowego (Eiden i in. 2000). Aktualnie wobec tego staje się pytanie, na ile ocena różnorodności krajobrazu dokonana na podstawie zróżnicowania pokrycia terenu jest



Ryc. 71. Zależności między wartością wskaźnika różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ (zmienna niezależna) a wartością wskaźnika $1 - [H(E)/H(E,P)]$ (zmienna zależna) dla mikrokrajobrazów roślinnych obszaru "KmPN". Parametry regresji liniowej wg wzoru $Y=a+bX$; $a=0,862$; $b=-0,212$; współczynnik korelacji $-0,860$.

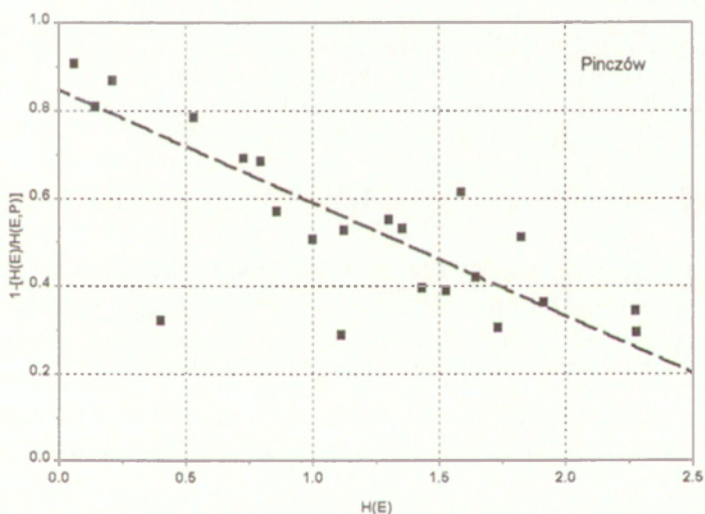
Fig. 71. The relationship between the diversity of potential vegetation $H(E)$ (independent variable) and the index $1 - [H(E)/H(E,P)]$ (dependent variable) for vegetational microlandscapes on the "KmPN" test area. Parameters for linear regression $Y=a+bX$; $a=0,862$; $b=-0,212$; correlation coefficient $-0,860$.

zgodna z oceną różnorodności ekosystemów (wyróżnianych na podstawie zróżnicowania szaty roślinnej). Zagadnienie jest tym bardziej istotne, że stosowanie kategorii Corine Land Cover do oceny fragmentacji krajobrazu może powodować niedoszacowanie negatywnych przemian w środowisku przyrodniczym (por.: Solon 2000b).

Zagadnienie związku między różnorodnością zbiorowisk roślinnych i różnorodnością pokrycia terenu nie zostało do tej pory odpowiednio przeanalizowane. Informacje na ten temat, i to jedynie o charakterze pośrednim, można znaleźć w nielicznych opracowaniach poświęconych przemianom krajobrazów kulturowych, w których równolegle dokonuje się oceny roślinności i pokrycia terenu (por.: Wrбка 1998; Solon 2000b).

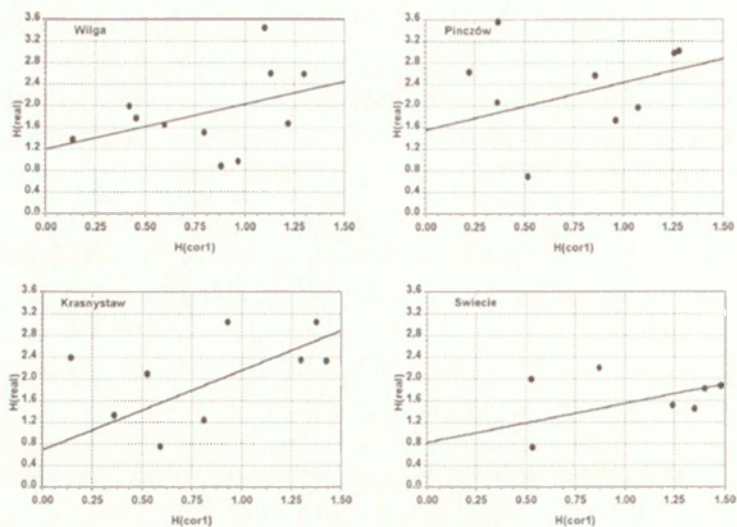
7.3.2. ZWIĄZEK MIĘDZY RÓŻNORODNOŚCIĄ UŻYTKOWANIA ZIEMI I RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ NA WYBRANYCH OBSZARACH

Na wszystkich analizowanych obszarach ("Wilga", "Krasnystaw", "Pińczów", "Świecie") występuje liniowa zależność między różnorodnością roślinności rzeczywistej i różnorodnością pokrycia terenu (ryc. 73). Zależności



Ryc. 72. Zależności między wartością wskaźnika różnorodności roślinności potencjalnej $H(E)$ (zmienna niezależna) a wartością wskaźnika $1 - [H(E)/H(E,P)]$ (zmienna zależna) dla mikrokrajobrazów roślinnych obszaru "Pińczów". Parametry regresji liniowej wg wzoru $Y=a+bX$; $a=0,848$; $b=-0,258$; współczynnik korelacji $-0,809$.

Fig. 72. The relationship between the diversity of potential vegetation $H(E)$ (independent variable) and the index $1 - [H(E)/H(E,P)]$ (dependent variable) for vegetational microlandscapes on the "Pińczów" test area. Parameters for linear regression $Y=a+bX$; $a=0,848$; $b=-0,258$; correlation coefficient $-0,809$.



Ryc. 73. Związek między różnorodnością pokrycia terenu $H(\text{cor1})$ (zmienna niezależna) i różnorodnością roślinności rzeczywistej $H(\text{real})$ dla różnych obszarów testowych, określony wg modelu liniowego $y=a+bx$. Wilga: $a = 1,203$; $b = 0,802$; współczynnik korelacji 0,681. Pińczów: $a = 1,555$; $b = 0,879$; współczynnik korelacji 0,421. Krasnystaw: $a = 0,695$; $b = 1,467$; współczynnik korelacji 0,710. Świecie: $a = 0,830$; $b = 0,718$; współczynnik korelacji 0,608.

Fig. 73. The relationship between the diversity of land cover $H(\text{cor1})$ (independent variable) and the diversity of actual vegetation $H(\text{real})$ for different test areas according to linear model $y=a+bx$. Wilga: $a = 1,203$; $b = 0,802$; correlation coefficient 0,681. Pińczów: $a = 1,555$; $b = 0,879$; correlation coefficient 0,421. Krasnystaw: $a = 0,695$; $b = 1,467$; correlation coefficient 0,710. Świecie: $a = 0,830$; $b = 0,718$; correlation coefficient 0,608.

te są istotne statystycznie ($\alpha < 0,01$), ale współczynniki korelacji osiągają bardzo różne wartości. Najniższa wartość (0,421) dotyczy obszaru "Pińczowa", natomiast na pozostałych obszarach wartość współczynnika korelacji jest wyższa od 0,6. Należy podkreślić, że w równaniach regresji liniowej ukryty jest również wpływ zróżnicowania siedliskowego na różnorodność roślinności rzeczywistej. Wpływ ten uwidacznia się w wartościach parametrów równań wiążących różnorodność roślinności rzeczywistej z różnorodnością pokrycia terenu (tab. 25). Zależności między wartościami wskaźników, przedstawione w tej tabeli sugerują, że parametr "a" równania linii regresji określa sytuację, kiedy cała biochora każdego obszaru siedliskowego jest zajęta przez jeden typ pokrycia terenu. Oznacza to, że – pośrednio – parametr "a" określa zróżnicowanie siedliskowe obszaru, wyrażone w kategoriach roślinności potencjalnej. Dla wszystkich analizowanych obszarów łącznie współczynnik korelacji między różnorodnością roślinności potencjalnej a wartością parametru "a" wynosi 0,863.

Tabela 25. Wskaźniki różnorodności roślinności potencjalnej i parametry linii regresji z ryciny 73

Obszar	Wskaźniki różnorodności		Parametry linii regresji	
	H(E)	H(E)/Hmax(E)	a	b
Krasnystaw	1,421	0,474	0,695	1,467
Świecie	1,951	0,651	0,830	0,718
Wilga	2,307	0,606	1,203	0,802
Pińczów	2,315	0,669	1,555	0,879

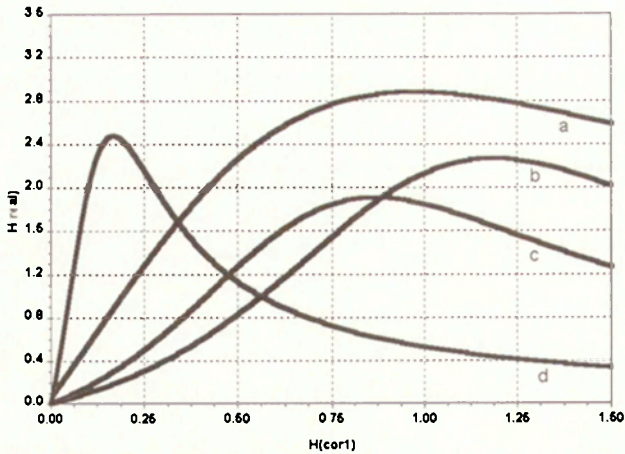
Obserwuje się również silny związek parametru “b” ze wskaźnikiem dominacji roślinności potencjalnej $H(E)/H_{max}(E)$ (współczynnik korelacji – 0,920).

7.3.3. ZWIĄZEK MIĘDZY RÓŻNORODNOŚCIĄ UŻYTKOWANIA ZIEMI I RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ NA WYBRANYCH SIEDLISKACH

Związek między różnorodnością roślinności rzeczywistej i różnorodnością pokrycia terenu ma zbliżony charakter na różnych siedliskach. Można go opisać za pomocą wielomianu drugiego stopnia (ryc. 74). Należy jednak podkreślić, że różne grupy siedlisk odmiennie reagują na zróżnicowanie pokrycia terenu. Na trzech typach siedlisk, odpowiadających zbiorowiskom potencjalnym: *Salici-Populetum*, *Quercu roboris-Pinetum* i *Tilio-Carpinetum*, maksymalne wartości różnorodności roślinności rzeczywistej występują w przypadku średniej różnorodności pokrycia terenu. Natomiast w przypadku siedliska *Ficario-Ulmetum* roślinność rzeczywista jest maksymalnie zróżnicowana przy niskich wartościach wskaźnika różnorodności pokrycia terenu.

7.3.4. OGÓLNE ZWIĄZKI MIĘDZY UŻYTKOWANIEM ZIEMI A RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

Obserwowana zależność liniowa między różnorodnością pokrycia terenu i różnorodnością roślinności rzeczywistej jedynie w dużym przybliżeniu odzwierciedla rzeczywiste zależności występujące w obrębie krajobrazu. Przy analizie struktury przestrzennej i różnorodności ekosystemów (określanych na podstawie zróżnicowania zbiorowisk roślinnych) dużą rolę odgrywa kompozycja i konfiguracja obszarów siedliskowych. Z drugiej strony zróżnicowanie siedliskowe można zaniedbać przy ocenie różnorodności krajobrazu na podstawie zróżnicowania pokrycia terenu.



Ryc. 74. Związek między różnorodnością pokrycia terenu $H(\text{cor1})$ (zmienna niezależna) i różnorodnością roślinności rzeczywistej $H(\text{real})$ dla wybranych siedlisk określonych na podstawie roślinności potencjalnej. Powiązania opisano za pomocą modelu wielomianu drugiego stopnia $y=a+bx+cx^2$. (a) *Salici-Populetum*: $a = 0,292$; $b = 5,132$; $c = -2,525$; współczynnik korelacji 0,754. (b) *Quercus robur-Pinetum*: $a = -4,090$; $b = 10,893$; $c = -4,632$; współczynnik korelacji 0,507. (c) *Tilio-Carpinetum*: $a = -1,056$; $b = 6,589$; $c = -3,620$; współczynnik korelacji 0,690. (d) *Ficario-Ulmetum*: $a = 2,531$; $b = -0,071$; $c = -5,571$; współczynnik korelacji 0,800.

Fig. 74. The relationship between the diversity of land cover $H(\text{cor1})$ (independent variable) and the diversity of actual vegetation $H(\text{real})$ for different habitats determined on the basis of potential vegetation. The relationship is described by the quadratic model $y=a+bx+cx^2$. (a) *Salici-Populetum*: $a = 0,292$; $b = 5,132$; $c = -2,525$; correlation coefficient 0,754. (b) *Quercus robur-Pinetum*: $a = -4,090$; $b = 10,893$; $c = -4,632$; correlation coefficient 0,507. (c) *Tilio-Carpinetum*: $a = -1,056$; $b = 6,589$; $c = -3,620$; correlation coefficient 0,690. (d) *Ficario-Ulmetum*: $a = 2,531$; $b = -0,071$; $c = -5,571$; correlation coefficient 0,800.

Przeprowadzona powyżej analiza wyraźnie wskazuje, że podejście bazujące na ocenie różnorodności pokrycia terenu i użytkowania ziemi, propagowane przez EUROSTAT i Europejską Agencję Środowiska (*From Land Cover ... 2000*) ma ograniczone znaczenie. Może być ono przydatne w wielkoobszarym monitoringu krajobrazu, natomiast nie powinno być stosowane w badaniach mających na celu poznanie mechanizmów odpowiedzialnych za organizację i zmiany w czasie struktury przestrzennej jednostek krajobrazowych.

Różnorodność krajobrazu nie jest cechą statyczną, lecz silnie zależy od historii analizowanego systemu przestrzennego (Solon 2000b). W szczególności, zmiany różnorodności krajobrazu zachodzą pod wpływem zmiany składu gatunkowego pojedynczych płatów (por.: Solon 2000c), fragmentacji płatów lub ich homogenizacji (Solon 1997, 1999c). Procesy te w pierwszym rzędzie dotyczą zbiorowisk roślinnych, a dopiero przy przekroczeniu pewnego po-

ziomu granicznego (różnego na różnych siedliskach) obserwuje się zmiany w użytkowaniu ziemi.

7.4. ZWIĄZEK SYNANTROPIZACJI Z RÓŻNORODNOŚCIĄ UŻYTKOWANIA ZIEMI I RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

7.4.1. WPROWADZENIE DO ZAGADNIENIA

Jak już wcześniej stwierdzono (por.: rozdział 7.1), przyjmuje się, że średni poziom zakłóceń zewnętrznych wpływa na wzrost różnorodności przestrzennej i funkcjonalnej systemu (Turner i in. 1988). Interesujące jest również, jakie czynniki wpływają na występowanie maksymalnej różnorodności roślinności przy średnich natężeniach oddziaływań antropogenicznych. W zasadzie nie prowadzono na ten temat specjalnych badań, a istniejące poglądy w sposób pośredni wynikają z modeli opracowanych dla zbiorowisk i populacji. Zdaniem R. Sufflinga (1988), który przedstawił model jakościowy krajobrazu na podstawie opracowania M. Hustona (1979), największa różnorodność przy średnim poziomie synantropizacji krajobrazu wynika z prawidłowości, że przy niskim poziomie zakłóceń antropogenicznych dominują zbiorowiska zbudowane z gatunków o konkurencyjnej strategii rozwoju, a przy wysokiej synantropizacji dominują zbiorowiska zbudowane z gatunków o strategii ruderalnej. Natomiast przy średnim poziomie obie grupy zbiorowisk mogą współistnieć. Nieco odmienny obraz rysuje się z analizy przeprowadzonej przez R. Readera i in. (1991). Według nich, w warunkach średniego natężenia oddziaływań antropogenicznych różnorodność roślinności w krajobrazie może wzrosnąć, ale może także zmaleć lub też pozostać bez zmian. Sformułowali oni ponadto trzy warunki, przy spełnieniu których należy oczekiwać wzrostu różnorodności:

1. Oddziaływania antropogeniczne mają charakter wybiórczy; powodują zmniejszenie obszaru zajmowanego przez zbiorowiska pospolite (tzn. występujące często i zajmujące duże powierzchnie), natomiast nie eliminują zbiorowisk rzadkich i drobnopowierzchniowych;

2. Zmiana zasięgu zbiorowisk pospolitych powoduje powstanie nowych biotopów, łatwo możliwych do zasiedlenia;

3. Gatunki, które mogą utworzyć nowe zbiorowiska na nowo dostępnych biotopach należą do flory lokalnej i są dostępne w sąsiedztwie.

Problem związków między synantropizacją a różnorodnością nie został do końca wyjaśniony. W szczególności interesujące jest pytanie, czy przedstawione powyżej relacje są prawdziwe dla krajobrazu, niezależnie od sposobu

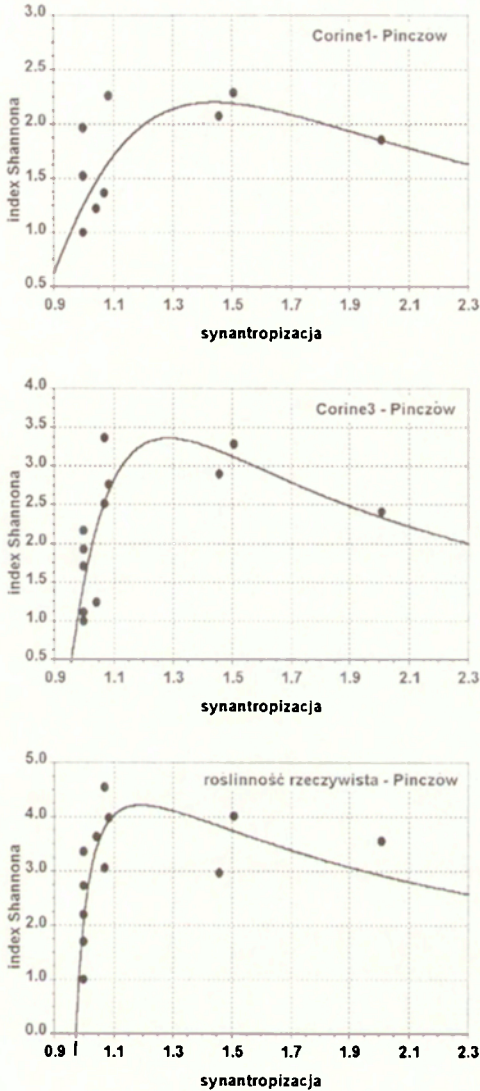
wyróżniania odpowiednich pól odniesienia. J. Solon (1995) wykazał taką zależność w przypadku różnorodności roślinności rzeczywistej i podziału obszaru na mikrokrajobrazy roślinne oraz na jednostki administracyjne. Należy jednak sprawdzić, czy analogiczne zależności występują również w przypadku podziału terenu na obszary siedliskowe identyfikowane na podstawie roślinności potencjalnej.

7.4.2. WPŁYW SYNANTROPIZACJI NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ NA OBSZARZE "PIŃCZÓW"

Na obszarze "Pińczów" najwyższa różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine, występuje przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,4. W przypadku różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine maksimum wypada przy wartości wskaźnika synantropizacji ok. 1,3. Natomiast maksymalna różnorodność roślinności rzeczywistej jest obserwowana przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,2 (ryc. 75). Tempo wzrostu analizowanych wskaźników różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast dalszy wzrost synantropizacji powoduje stosunkowo powolny spadek wartości wskaźników różnorodności. We wszystkich przypadkach współczynnik korelacji jest wyższy niż 0,7 (tab. 26).

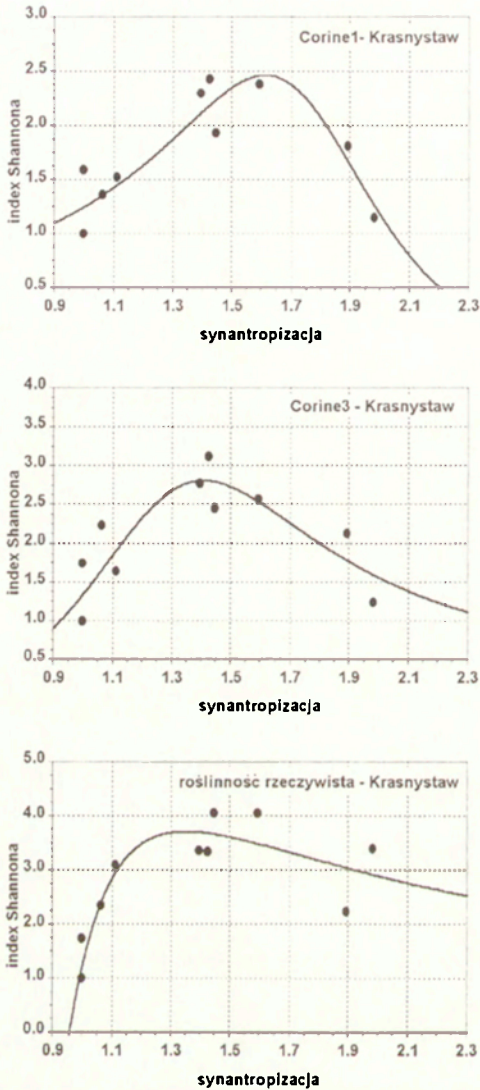
7.4.3. WPŁYW SYNANTROPIZACJI NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ NA OBSZARZE "KRASNYSTAW"

Na obszarze "Krasnystaw" najwyższa różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine, występuje przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,6. W przypadku różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine maksimum wypada przy wartości wskaźnika synantropizacji ok. 1,4. Natomiast maksymalna różnorodność roślinności rzeczywistej jest obserwowana przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,3 (ryc. 76). Jedynie w przypadku roślinności rzeczywistej tempo wzrostu wskaźnika różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast dalszy wzrost synantropizacji powoduje stosunkowo powolny spadek różnorodności. Nieco inaczej sytuacja wygląda w przypadku różnorodności pokrycia terenu. Tempo wzrostu wartości wskaźnika różnorodności przy niskich wartościach synantropizacji jest zbliżone do tempa spadku przy wartościach wysokich. Niezależnie od sposobu określenia różnorodności krajobrazu współczynnik korelacji między różnorodnością i synantropizacją jest wyższy niż 0,87 (tab. 26).



Ryc. 75. Związek między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością krajobrazu (zmienna zależna) na obszarze "Pińczów". Zależność przedstawiono zgodnie z modelem $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach I poziomu jednostek systemu Corine; Corine3 – różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine; roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

Fig. 75. The relationship between synanthropization level (independent variable) and the landscape diversity on the "Pińczów" test area. The relationship is described by the model $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – land cover diversity (1st level Corine units); Corine3 – land cover diversity (3rd level Corine units); roślinność rzeczywista – the diversity of actual vegetation.



Ryc. 76. Związek między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością krajobrazu (zmienna zależna) na obszarze "Krasnystaw". Zależność przedstawiono zgodnie z modelem $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine; Corine3 – różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine; roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

Fig. 76. The relationship between synanthropization level (independent variable) and the landscape diversity on the "Krasnystaw" test area. The relationship is described by the model $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – land cover diversity (1st level Corine units); Corine3 – land cover diversity (3rd level Corine units); roślinność rzeczywista – the diversity of actual vegetation.

Tabela 26. Zależność między synantropizacją (zmienna niezależna) i różnorodnością krajobrazu, określaną na podstawie pokrycia terenu i roślinności rzeczywistej (zmiennie zależne).
Zastosowano funkcję: $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$

	Obszar					
	Pińczów	Krasnystaw	Świecie	Wilga49	Wilga94	razem
Corine1						
a	-2,899	0,481	-477415750	0,476	0,45	-0,007
b	3,543	-0,187	528519870	-0,068	-0,135	0,342
c	-1,609	-1,075	-69601188	-1,04	-1,064	-1,199
d	1,118	0,31	104419700	0,334	0,314	0,457
Współczynnik korelacji	0,709	0,914	0,75	0,689	0,848	0,695
Corine3						
a	-5,92	-0,205	-35429320000	0,046	-346591,6	-1,547
b	6,298	0,436	38291882000	0,099	376692,74	2,031
c	-2,428	-1,371	-6783444300	-1,306	-42299,42	-1,532
d	1,675	0,543	8044288200	0,45	66444,144	0,827
Współczynnik korelacji	0,788	0,871	0,46	0,797	0,587	0,56
Roślinność rzeczywista						
a	27306245000	-10,984	-406624,12	0,122	0,887	-30677245
b	-28077440000	11,481	456915,78	0,205	-0,341	32103002
c	4217926300	-2,775	-71873,72	-1,209	-0,975	-5320777
d	-4567074900	2,174	91762,018	0,418	0,259	6020350,2
Współczynnik korelacji	0,713	0,915	0,376	0,575	0,454	0,478

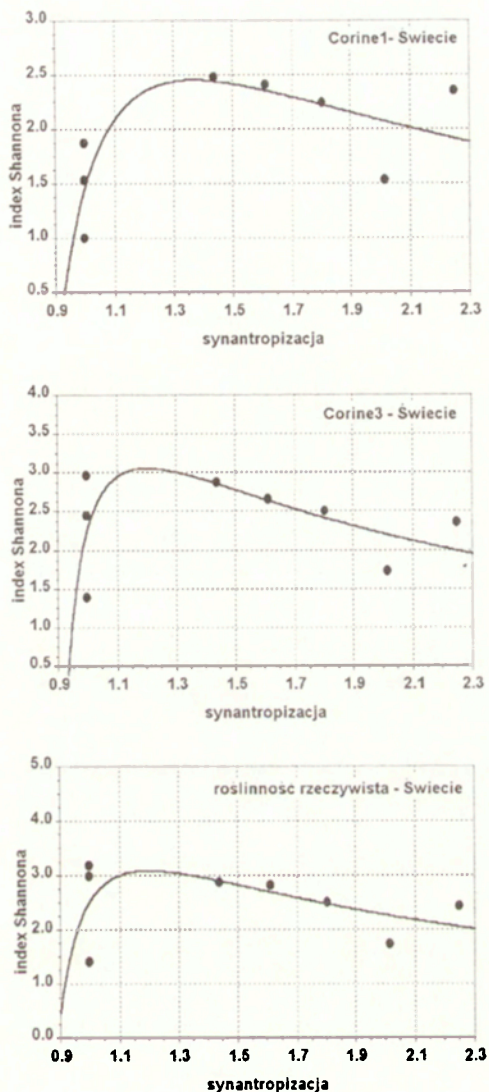
Objaśnienia: Corine1 – różnorodność pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu pierwszego systemu Corine; Corine3 – różnorodność pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego systemu Corine; Roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

7.4.4. WPLYW SYNANTROPIZACJI NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ NA OBSZARZE "ŚWIECIE"

Na obszarze "Świecie" najwyższa różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach I poziomu jednostek systemu Corine, występuje przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,3. W przypadku różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine maksimum wypada przy wartości wskaźnika synantropizacji ok. 1,2. Również maksymalna różnorodność roślinności rzeczywistej jest obserwowana przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,2 (ryc. 77). Tempo wzrostu analizowanych wskaźników różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast dalszy wzrost synantropizacji powoduje stosunkowo powolny spadek wartości wskaźników różnorodności. Bardzo zróżnicowane są współczynniki korelacji między różnorodnością i synantropizacją; wahają się one od ok. 0,75 w przypadku pokrycia terenu wg I poziomu jednostek systemu Corine do poniżej 0,4 w przypadku roślinności rzeczywistej (tab. 26).

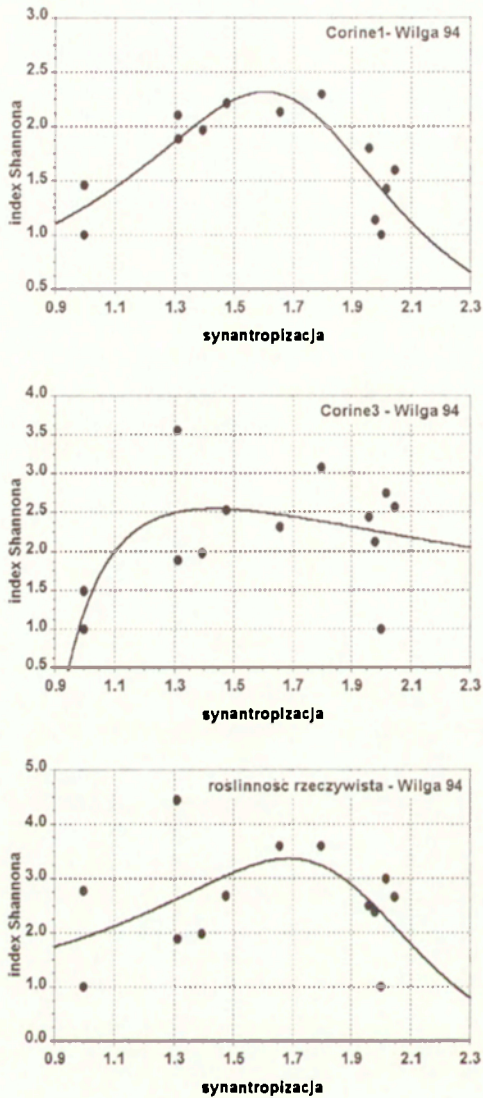
7.4.5. WPLYW SYNANTROPIZACJI NA RÓŻNORODNOŚĆ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ NA OBSZARZE "WILGA"

Współcześnie na obszarze "Wilga" najwyższa różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach I poziomu jednostek systemu Corine, występuje przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,6. W przypadku różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine maksimum wypada przy wartości wskaźnika synantropizacji ok. 1,4. Natomiast maksymalna różnorodność roślinności rzeczywistej jest obserwowana przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym aż ok. 1,7 (ryc. 78). Jedynie w przypadku pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach trzeciego poziomu Corine model ma charakter asymetryczny; tempo wzrostu wskaźnika różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast jej dalszy wzrost powoduje stosunkowo powolny spadek różnorodności. Dla obu pozostałych zmiennych zależnych tempo wzrostu wartości wskaźnika różnorodności przy niskich wartościach synantropizacji jest zbliżone do tempa spadku przy wartościach wysokich. Bardzo różne są również wartości wskaźnika korelacji – od ok. 0,8 w przypadku pokrycia terenu w uogólnionych jednostkach Corine do ok. 0,4 w przypadku roślinności rzeczywistej (tab. 26).



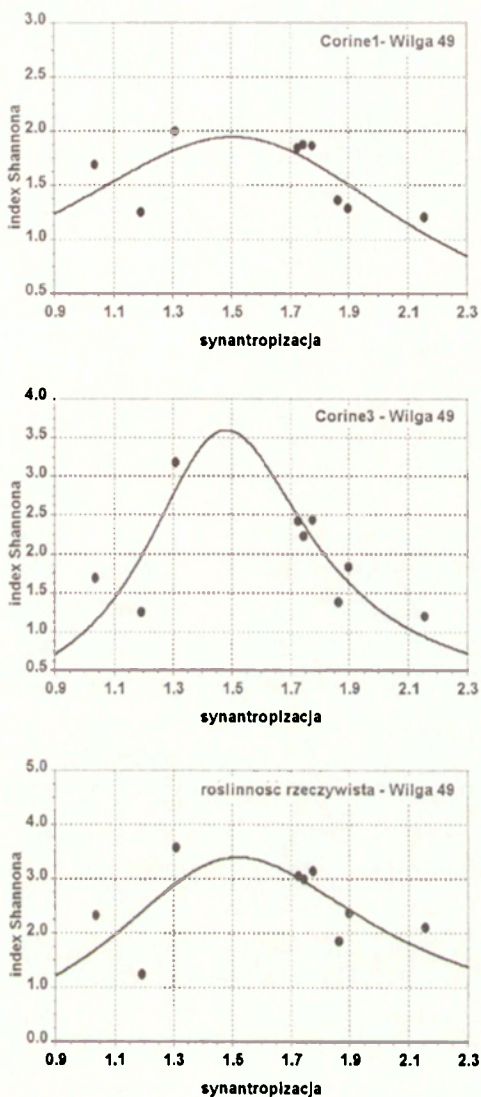
Ryc. 77. Związek między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością krajobrazu (zmiennie zależne) na obszarze "Świecie". Zależność przedstawiono zgodnie z modelem $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine; Corine3 – różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine; roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

Fig. 77. The relationship between synanthropization level (independent variable) and the landscape diversity on the "Świecie" test area. The relationship is described by the model $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – land cover diversity (1st level Corine units); Corine3 – land cover diversity (3rd level Corine units); roślinność rzeczywista – the diversity of actual vegetation.



Ryc. 78. Związek między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością krajobrazu (zmienna zależna) na obszarze "Wilga" w roku 1994. Zależność przedstawiono zgodnie z modelem $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine; Corine3 – różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine; roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

Fig. 78. The relationship between synanthropization level (independent variable) and the landscape diversity on the "Wilga" test area in 1994. The relationship is described by the model $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – land cover diversity (1st level Corine units); Corine3 – land cover diversity (3rd level Corine units); roślinność rzeczywista – the diversity of actual vegetation.



Ryc. 79. Związek między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością krajobrazu (zmienna zależna) na obszarze "Wilga" w roku 1949. Zależność przedstawiono zgodnie z modelem $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine; Corine3 – różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine; roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

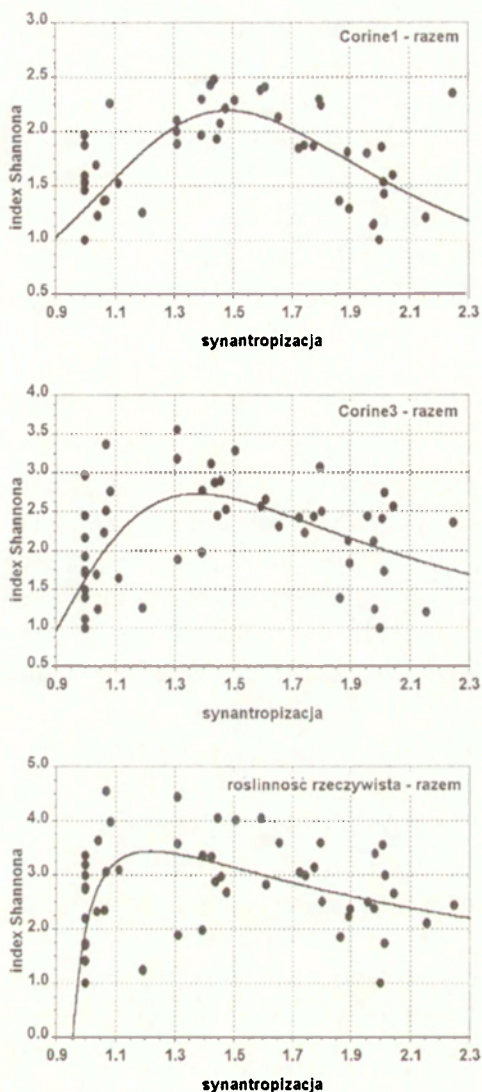
Fig. 79. The relationship between synanthropization level (independent variable) and the landscape diversity on the "Wilga" test area in 1949. The relationship is described by the model $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – land cover diversity (1st level Corine units); Corine3 – land cover diversity (3rd level Corine units); roślinność rzeczywista – the diversity of actual vegetation.

Związki między różnorodnością krajobrazu a synantropizacją nie są stałe w czasie. W roku 1949 zależności kształtowały się w inny sposób niż obecnie (ryc. 79). Przynajmniej w większości maksymalne wartości różnorodności (pokrycia terenu i roślinności rzeczywistej) występowały przy wartości wskaźnika synantropizacji ok. 1,5. Po drugie, we wszystkich przypadkach zależność miała charakter znacznie bardziej symetryczny niż obecnie – tempo wzrostu wartości wskaźnika różnorodności przy niskich wartościach synantropizacji było zbliżone do tempa spadku przy wartościach wysokich. Po trzecie – nieco wyższe były wartości wskaźnika korelacji, szczególnie w przypadku roślinności rzeczywistej (tab. 26).

7.4.6. OGÓLNE ZWIĄZKI MIĘDZY SYNANTROPIZACJĄ A RÓŻNORODNOŚCIĄ UŻYTKOWANIA ZIEMI I RÓŻNORODNOŚCIĄ ROŚLINNOŚCI RZECZYWISTEJ

Każdy z analizowanych terenów charakteryzuje się swoistym układem i udziałem powierzchniowym siedlisk oraz stopniem ich fragmentacji, co oczywiście wpływa na odmienność parametrów funkcji opisującej związek między synantropizacją i różnorodnością. Niemniej jednak można wskazać kilka zależności ogólnych, powtarzających się na wszystkich analizowanych obszarach. Po pierwsze, obserwuje się wyraźne maksimum różnorodności (zarówno pokrycia terenu, jak i roślinności rzeczywistej) dla wartości synantropizacji mieszczących się w przedziale od 1,2 do 1,7. Po drugie, maksimum dla różnorodności roślinności rzeczywistej występuje przy niższych wartościach wskaźnika synantropizacji w porównaniu z maksimum dla różnorodności pokrycia terenu. Po trzecie, na większości obszarów tempo wzrostu analizowanych wskaźników różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast dalszy wzrost synantropizacji powoduje stosunkowo powolny spadek wartości wskaźników różnorodności. Należy podkreślić, że ta prawidłowość jest najsilniej widoczna w przypadku różnorodności roślinności rzeczywistej. Szybki wzrost wskaźnika różnorodności i duży rozrzut jego wartości dla bardzo niskich wartości wskaźnika synantropizacji sugeruje, że wykorzystany do analiz wskaźnik synantropizacji słabo różnicuje obszary z roślinnością o charakterze zbliżonym do naturalnego, natomiast dobrze odzwierciedla zróżnicowanie w przypadku obszarów z dominacją roślinności półnaturalnej lub synantropijnej.

Powyższe prawidłowości obserwuje się nie tylko w odniesieniu do poszczególnych terenów testowych, ale także dla wszystkich obszarów zestawionych łącznie. W tym przypadku najwyższa różnorodność pokrycia terenu,



Ryc. 80. Związek między synantropizacją (zmienna niezależna) a różnorodnością krajobrazu (zmienna zależna) na wszystkich obszarach ujętych łącznie. Zależność przedstawiono zgodnie z modelem $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – różnorodność pokrycia terenu, wyrażona w kategoriach 1 poziomu jednostek systemu Corine; Corine3 – różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine; roślinność rzeczywista – różnorodność roślinności rzeczywistej.

Fig. 80. The relationship between synanthropization level (independent variable) and the landscape diversity for all the test areas taken together. The relationship is described by the model $y+1=(a+bx)/(1+cx+dx^2)$. Corine1 – land cover diversity (1st level Corine units); Corine3 – land cover diversity (3rd level Corine units); roślinność rzeczywista – the diversity of actual vegetation.

wyrażona w kategoriach I poziomu jednostek systemu Corine, występuje przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,5. W przypadku różnorodności pokrycia terenu wyrażonego w jednostkach poziomu trzeciego Corine maksimum wypada przy wartości wskaźnika synantropizacji ok. 1,4. Natomiast maksymalna różnorodność roślinności rzeczywistej jest obserwowana przy wskaźniku synantropizacji wynoszącym ok. 1,2 (ryc. 80). Jedynie dla roślinności rzeczywistej tempo wzrostu wskaźnika różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast dalszy wzrost synantropizacji powoduje stosunkowo powolny spadek różnorodności roślinności rzeczywistej. Nieco inaczej sytuacja wygląda w przypadku różnorodności pokrycia terenu. Tempo wzrostu wartości wskaźnika przy niskich wartościach synantropizacji jest zbliżone do tempa spadku przy wartościach wysokich.

Porównanie powyższych wyników z danymi otrzymanymi wcześniej (Solon 1995) świadczy wyraźnie o tym, że zasada maksymalizacji różnorodności przy średnim poziomie synantropizacji ma charakter powszechny i obowiązuje zarówno w stosunku do poszczególnych siedlisk, lokalnych kompleksów fitocenoz, mikrokrajobrazów roślinnych, jak i jednostek administracyjnych, i to niezależnie od tego, czy synantropizacja jest określana za pomocą udziału powierzchni zabudowanej, liczby mieszkańców, różnych miar wynikających z teorii informacji, czy też za pomocą innych wskaźników.

Przyjęty model zależności między synantropizacją i różnorodnością krajobrazu (określaną na podstawie roślinności rzeczywistej lub pokrycia terenu) w niektórych przypadkach przewiduje wartości różne od obserwowanych w rzeczywistości. Część tych odstępstw można tłumaczyć niespełnieniem przynajmniej jednego z warunków opisanych przez R. Readera i in. (1991) – najczęściej mamy do czynienia z eliminacją zbiorowisk rzadkich, która zachodzi już przy niskich stopniach synantropizacji.

Wydaje się również, że wpływ na występowanie różnych wartości różnorodności przestrzennej roślinności w jednostkach o tym samym poziomie synantropizacji mają tzw. “utrwalone stany przypadkowe i alternatywne” (Law, Morton 1993). Zgodnie z tą koncepcją, przeformułowaną do poziomu krajobrazu, obejmują one – między innymi – układy przestrzenne, powstałe w wyniku kierunkowej i celowej przebudowy, w których w sposób trwały ustalono proporcje przestrzenne między niektórymi typami ekosystemów, a wyeliminowano niektóre inne typy, niepożądane z punktu widzenia funkcji pełnionej przez dany układ przestrzenny. Z powyższej koncepcji wynika również, że realizacja danego konkretnego stanu w znacznym stopniu zależy od historii systemu przestrzennego. Na wpływ historii użytkowania ziemi na różnorod-

ność powierzchniową roślinności rzeczywistej zwracano uwagę już dawniej. Między innymi J. Solon (1994b) analizował rolę kolejności zwiększania i zmniejszania oddziaływań antropogenicznych i wykazał, że w przypadku mikrokrajobrazów roślinnych, charakteryzujących się obecnie tym samym stopniem synantropizacji wyraźnie wyższa różnorodność powierzchniowa roślinności rzeczywistej jest właściwa dla tych jednostek, które w ciągu ostatnich 30 lat podlegały narastającej presji. Natomiast w mikrokrajobrazach, w których oddziaływanie antropogeniczne ulegało systematycznemu zmniejszaniu różnorodność roślinności rzeczywistej jest niższa.

Wpływ historii użytkowania może również tłumaczyć wyraźne różnice między obrazem zależności synantropizacja–różnorodność otrzymanym dla obszaru “Wilga” w latach 1949 i 1994. Podobieństwo funkcji opisującej wpływ synantropizacji na różnorodność obszaru “Wilga” w 1949 roku do funkcji właściwych dla innych obszarów testowych świadczy o tym, że wszystkie one reprezentują ten sam typ krajobrazu, który – wg terminologii Z. Naveha (1988) – można określić jako heterogeniczne, drobnomozaikowe, metastabilne krajobrazy rolnicze (Solon 1999c). Natomiast stan z 1994 roku, charakteryzujący się wyraźnie słabszymi korelacjami między synantropizacją i różnorodnością, jest efektem świadomej i szybkiej przebudowy struktury w latach 1979–1989 (Solon 1999c). Można go traktować jako “alternatywny stan utrwalony” wg koncepcji R. Lawa i R. Mortona (1993).

– Przyznaję wam obu rację i jeszcze kilku innym, którzy by twierdzili coś wręcz przeciwnego. (...) Niech każdy zgłosi swe poglądy, a razem dadzą może prawdę. (...) Świat można wytłumaczyć na różne sposoby, bo każdy sposób oświetla go tylko z jednej strony.
(R. Rolland, *Colas Breugnon*, tłum. Franciszek Mirandola)

8. PODSUMOWANIE

W niniejszej pracy analizowano strukturę przestrzenną krajobrazu rozumianego jako mozaika płątów. Płaty i ich granice wyróżniono na podstawie zróżnicowania roślinności rzeczywistej. Do opisu związków między cechami strukturalnymi zastosowano liczne modele o charakterze korelacyjnym. Przeprowadzone analizy dotyczyły 6 powierzchni testowych (“KmPN”, “Pińczów”, “Tykocin”, “Krasnystaw”, “Świecie”, “Wilga”), położonych w różnych częściach Polski.

W szczególności przeanalizowano następujące problemy: (a) stopień losowości struktury przestrzennej krajobrazu; (b) wpływ stopnia generalizacji typologicznej i powierzchniowej na wartości metryk krajobrazowych; (c) związek między różnymi aspektami różnorodności roślinności na poziomie krajobrazowym; (d) wpływ warunków abiotycznych i oddziaływań antropogenicznych na poziom różnorodności; (e) wpływ zbiorowisk drobnopowierzchniowych na różnorodność florystyczną krajobrazu; (f) zakresy przestrzenne, przy których następuje zmiana wartości metryk krajobrazowych charakteryzujących powtarzalność i typ rozmieszczenia zbiorowisk w krajobrazie.

Szczegółowe wyniki analiz oraz wnioski z nich wypływające przedstawiono w kolejnych rozdziałach pracy. Udało się przy tym ustalić liczne zależności o charakterze ogólnym, w zasadzie niezależne od sposobu wyróżniania jednostek podstawowych i od szczegółowości analizowanych materiałów.

Punktem wyjścia do analizy stopnia uporządkowania struktury krajobrazu było stwierdzenie R.H. Gardnera (1999), że wiele charakterystyk przestrzennych rzeczywistych krajobrazów nie różni się istotnie od charakterystyk losowych. Aby sprawdzić tę tezę dokonano analizy:

- typu płątu w arbitralnie wyznaczonych geometrycznych komórkach krajobrazu;
- wartości miar strukturalnych poszczególnych płątów, ich typów i całego krajobrazu;

- wzajemnego położenia płatów tego samego typu w przestrzeni;
- stosunków graniczenia między płatami.

Uogólniając otrzymane wyniki można stwierdzić, że struktura przestrzenna jest znacznie mniej przypadkowa niż by to wynikało z opinii R.H. Gardnera (1999), a wartości różnych metryk i wskaźników odzwierciedlają odrębne rodzaje uporządkowania. W szczególności okazało się, że:

(1) Na występowanie płatu danego typu w określonym miejscu oraz na jego wielkość i kształt decydujący wpływ – pod względem formalnym – wywiera rodzaj sąsiednich miejsc “komórek”. Wpływ innych czynników powoduje, że żaden pojedynczy model neutralny nie opisuje rzeczywistości w sposób wystarczający, natomiast poszczególne modele, różniące się wartościami współczynników korelacji między sąsiadującymi komórkami mogą służyć do opisu wybranych cech krajobrazu (np. model ze współczynnikiem ok. 0,4 w przypadku długości granic największego płatu, czy ze współczynnikiem ponad 0,7 dla wskaźnika kształtu i ogólnej liczby granic).

(2) Rozkład wielkości powierzchni i obwodów płatów wszystkich zbiorowisk ujmowanych łącznie jest wyraźnie jednoskośny i daleko odbiega od rozkładu normalnego. W przypadku natomiast konkretnych typów zbiorowisk rozkład wielkości płatów silnie zależy od ich liczebności; gdy zbiorowisko jest reprezentowane przez niewielką liczbę płatów to częściej rozkład jest zbliżony do normalnego, co przejawia się niższymi wartościami wskaźnika skośności i kurtozy.

(3) Na zróżnicowanie wielkości powierzchni ma wpływ pochodzenie zbiorowisk oraz ich odkształcenie antropogeniczne. Istnieje mianowicie dość słaba zależność, zgodnie z którą, przy takiej samej liczbie płatów, zbiorowiska antropogeniczne charakteryzują się mniej jednoskośnym rozkładem wielkości powierzchni w porównaniu ze zbiorowiskami naturalnymi i półnaturalnymi.

(4) Bardzo wysoki udział płatów małych w ogólnej liczbie płatów zbiorowisk o charakterze naturalnym, będący w większości efektem fragmentacji większych jednorodnych powierzchni, jest zgodny z modelem optymalnej struktury przestrzennej krajobrazu R.T.T. Formana (1995). Model ten dopuszcza duże zróżnicowanie średnich wielkości płatów w przypadku konkretnych zbiorowisk i obszarów.

Powyższe, i jak się wydaje, ogólnie obowiązujące zależności, odzwierciedlają jedynie niewielką część prawidłowości przestrzennych w obrębie krajobrazu. Odrębną grupę zagadnień stanowi identyfikacja powiązań określających różnorodność kompozycji i konfiguracji typów płatów traktowanych jako podstawowe elementy krajobrazu. Na podstawie wielokierunkowej analizy udało się wykazać, że:

(1) Zachodzi wyraźna zależność między powierzchnią zajęta przez dane siedlisko, a liczbą zbiorowisk zastępczych. Zależność ta ma charakter nieliniowy i wskazuje na podział dynamicznych kręgów zbiorowisk na dwie grupy. Pierwsza jest związana z siedliskami zajmującymi na danym obszarze co najmniej 5% powierzchni całkowitej. Na takich siedliskach kręgi zbiorowisk są względnie bogatsze, w porównaniu z siedliskami grupy drugiej, zajmującymi mniejsze powierzchnie.

(2) Szczególnie interesujący jest łączny wpływ wielkości powierzchni zajmowanej przez określone zbiorowisko potencjalne oraz jego wilgotności i żyzności na liczbę zbiorowisk zastępczych. Okazuje się bowiem, że z jednej strony, w określonych przedziałach wielkości powierzchni, liczba zbiorowisk rośnie wraz ze wzrostem żyzności, a z drugiej maleje wraz ze wzrostem wilgotności.

(3) Na wszystkich szczegółowo przeanalizowanych obszarach co najmniej około 30% długości granic oddziela płaty różniące się jednocześnie pod względem siedliska i użytkowania. Natomiast w przypadku pozostałych granic różnice między wpływami siedliskowymi i użytkowymi są niewielkie.

(4) Analizowane obszary reprezentują dwa różne typy konfiguracji przestrzennej. Pierwszy typ obejmuje obszary "Pińczów", "Tykocin" i "KmPN". Charakteryzuje się on wysokimi wartościami wskaźnika zróżnicowania granic (IJI) w obrębie roślinności rzeczywistej i wysokimi wartościami tego wskaźnika w przypadku roślinności potencjalnej. Drugi typ (obejmujący obszary "Wilga", "Świecie" i "Krasnystaw") charakteryzuje się niskimi wartościami wskaźnika zróżnicowania granic (IJI) w obrębie roślinności rzeczywistej, co jest właściwe dla krajobrazów, w których płaty poszczególnych typów graniczą jedynie z płatami niewielkiej liczby kilku innych typów. Poza różnicami w wartościach wskaźnika zróżnicowania granic pomiędzy wyżej wymienionymi grupami występują jeszcze kolejne różnice. Obszary należące do pierwszego typu charakteryzują się m.in. niższymi wartościami wskaźnika zwartości i niższymi wskaźnika bliskości, natomiast wyższymi – różnorodności powierzchniowej roślinności rzeczywistej i równomierności powierzchniowej.

Należy tu podkreślić, że powyższe prawidłowości wynikają z analiz przeprowadzonych na podstawie danych (map) wektorowych. Jest to szczególnie ważne, gdyż ocena różnorodności krajobrazu na podstawie map rastrowych daje najczęściej inne wyniki w porównaniu z oceną prowadzoną na podstawie map wektorowych. Generalnie lepszy jest model wektorowy, bazujący na rozmieszczeniu konkretnych płatów, niż model rastrowy, opisujący rozmieszczenie atrybutów (cech) w geometrycznych, arbitralnie wytyczonych komórkach sieci. Ujęcie rastrowe daje obraz znacznie bardziej

losowego rozkładu wielkości powierzchni płatów w porównaniu z ujęciem wektorowym, przy czym przy polach podstawowych mniejszych lub równych medianie powierzchni płatu (obliczonej na podstawie mapy wektorowej najbardziej szczegółowej w serii analiz) odchylenia nie są zbyt duże, natomiast przy polach podstawowych większych różnice są znaczne. Należy tu jednocześnie podkreślić, że szczegółowa analiza charakterystyk powierzchniowych dla poszczególnych typów płatów (elementów krajobrazu) pokazuje, że różnice między mapą rastrową i wektorową nie mają charakteru przewidywalnego i systematycznego.

Wykazana w pracy zależność wartości metryk krajobrazowych od rozdzielczości danych początkowych oraz istnienie progów wielkościowych powierzchni minimalnej, przy której następują wyraźne zmiany wartości wskaźników, świadczą o istnieniu odmiennych skal przestrzennych dla różnych zbiorowisk, a w szczególności obszarów różnej wielkości, na których powtarza się wzór rozmieszczenia zbiorowisk określonych typów. Powtarzalność schematów rozmieszczenia centroidów płatów jest uwarunkowana różnicami w środowisku abiotycznym; najczęściej układem dużych form morfologicznych (jak w przypadku obszaru "KmPN") lub odmiennością litologiczną (w przypadku obszaru "Pińczów"). Warto podkreślić, że niezależnie od specyfiki poszczególnych obszarów testowych, minimalna wielkość heterogenicznych jednostek krajobrazowych, w obrębie których zachowane są podstawowe wzorce struktury przestrzennej wynosi przeciętnie nie mniej niż ok. 2 km².

Jednym z ważnych zagadnień jest powiązanie stopnia fragmentacji terenu z ogólnym bogactwem florystycznym obszaru. Z przeprowadzonych analiz wynika, że zbiorowiska zajmujące niewielkie powierzchnie charakteryzują się przeciętnie niskim bogactwem gatunkowym (niską alfa-różnorodnością), ale wnoszą wysoki udział do ogólnej różnorodności florystycznej terenu (znacznie podwyższają gamma-różnorodność). W zależności od specyfiki obszaru wkład tej grupy zbiorowisk, zajmujących w sumie nie więcej niż 5% powierzchni obszaru testowego, waha się od ok. 15 do ok. 30% całej flory lokalnej. Powyższa zależność ma charakter stały i niezależny zarówno od sposobu wyróżniania typów roślinności (wąsko ujęte fitocenony lokalne lub zagregowane grupy typów zbiorowisk) jak i od uwzględniania (lub nie) rzadko występujących gatunków o maksymalnym pokryciu nie większym od 0,5%.

Na uwagę zasługuje również rola zbiorowisk o charakterze przejściowym w podnoszeniu bogactwa florystycznego regionu. Okazuje się bowiem, że w ramach określonego regionu zbiorowiska przejściowe (tzn. dynamiczne fazy rozwojowe oraz stadia de- i regeneracji) są wyłącznym środowiskiem bytowania licznej grupy gatunków roślin naczyniowych.

Rola zbiorowisk drobnopowierzchniowych zasługuje na wyraźne podkreślenie także w kontekście stosowanych często metod pośredniego szacowania różnorodności gatunkowej i wybierania obszarów, które należy objąć ochroną, zwanych "analizą luk" (Gap Analysis). Wykorzystanie w tym celu materiałów o niskiej szczegółowości może prowadzić do znacznego niedoszacowania różnorodności gatunkowej oraz wyraźnych błędów w określaniu zasięgów poszczególnych gatunków (Butterfield i in. 1994; Caicco i in. 1995).

Z dotychczasowych badań i modeli jednoznacznie wynika wyraźny wpływ zróżnicowania siedliskowego, użytkowania ziemi i ogólnego poziomu synantropizacji na różnorodność typologiczną krajobrazu. Zależności te przedstawia się najczęściej za pomocą zestawu wskaźników. Każdy z nich charakteryzuje odmienne aspekty ogólnej różnorodności danego terenu. Choć wartości wskaźników są ze sobą powiązane, to jednak nie zastępują się one lecz uzupełniają. Biorąc pod uwagę potrzebę minimalizowania zestawu wskaźników charakteryzujących strukturę krajobrazu (Garrabou i in. 1998), można przyjąć, że do celów oceny powiązania zróżnicowania roślinności rzeczywistej ze zróżnicowaniem siedliskowym (wyrażonym jako roślinność potencjalna) wystarczą dwie miary: różnorodność roślinności rzeczywistej $H(P)$ oraz wskaźnik $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$. Przy ich łącznej interpretacji możliwe są cztery warianty podstawowe, opisujące różne typy struktury przestrzennej:

(a) $H(P)$ wysokie, $1 - [H(E)/H(E,P)]$ wysokie – występuje w przypadku wysokiego zróżnicowania siedliskowego, przy czym każde z siedlisk charakteryzuje się wysoką różnorodnością roślinności rzeczywistej, co oznacza (w większości przypadków) silną fragmentację obszarów siedliskowych, zróżnicowaną presję antropogeniczną i różne formy użytkowania ziemi;

(b) $H(P)$ niskie, $1 - [H(E)/H(E,P)]$ niskie – występuje w przypadku małego zróżnicowania siedliskowego (w krańcowym przypadku w obrębie całego mikrokrajobrazu występuje jeden typ roślinności potencjalnej), przy czym obszary siedliskowe są zajęte przez niewiele typów zbiorowisk roślinnych, co oznacza bardzo małą fragmentację terenu i niskie zróżnicowanie form użytkowania ziemi;

(c) $H(P)$ wysokie, $1 - [H(E)/H(E,P)]$ niskie – występuje w przypadku silnego zróżnicowania siedliskowego, natomiast każde z siedlisk jest zajęte przez niewiele typów zbiorowisk roślinnych (najczęściej o niskim stopniu fragmentacji roślinności rzeczywistej), co oznacza relatywnie małe obszary siedliskowe oraz użytkowanie terenu wyraźnie specyficzne w stosunku do typów siedlisk;

(d) H(P) niskie, $1 - [H(E)/H(E,P)]$ wysokie – występuje w przypadku niskiego zróżnicowania siedliskowego (w krańcowym przypadku w obrębie całego mikrokrajobrazu występuje jeden typ roślinności potencjalnej), przy czym obszary siedliskowe są zajęte przez wiele typów zbiorowisk roślinnych, co oznacza stosunkowo wysokie zróżnicowanie form użytkowania ziemi w warunkach różnego (zarówno wysokiego jak i niskiego) stopnia fragmentacji terenu.

Z powodów praktycznych, przede wszystkim na potrzeby monitoringu wielkoobszarowego (Eiden i in. 2000), ważne jest rozpoznanie zależności między różnorodnością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej. Szczegółowe analizy wykazały, że na badanych obszarach testowych występuje liniowa zależność między tymi charakterystykami krajobrazu. Zależności te są istotne statystycznie, ale współczynniki korelacji osiągają bardzo różne wartości i zależą od specyfiki terenu, a przede wszystkim od jego zróżnicowania siedliskowego. Wydaje się przy tym, że opisana zależność liniowa jedynie w dużym przybliżeniu odzwierciedla rzeczywiste powiązania występujące w obrębie krajobrazu. Okazało się bowiem, że w odniesieniu do poszczególnych siedlisk analizowanych oddzielnie związek między różnorodnością pokrycia terenu i różnorodnością roślinności rzeczywistej lepiej opisuje równanie wielomianowe drugiego stopnia niż liniowe. Należy także podkreślić, że różne grupy siedlisk różnie reagują na zróżnicowanie pokrycia terenu. Na trzech typach siedlisk, odpowiadających następującym zbiorowiskom potencjalnym: *Salici-Populetum*, *Quercu roboris-Pinetum* i *Tilio-Carpinetum*, maksymalne wartości różnorodności roślinności rzeczywistej występują w przypadku średniej różnorodności pokrycia terenu. Natomiast w przypadku siedliska *Ficario-Ulmetum* roślinność rzeczywista jest maksymalnie zróżnicowana przy niskich wartościach tego wskaźnika.

Przeprowadzone analizy wyraźnie wskazują, że podejście bazujące na ocenie różnorodności pokrycia terenu i użytkowania ziemi, propagowane przez EUROSTAT i Europejską Agencję Środowiska (*From Land Cover ...* 2000) ma jedynie ograniczone znaczenie i nie powinno być zalecane ani w badaniach w skalach szczegółowych, ani przy ocenie zmiany w czasie struktury przestrzennej jednostek krajobrazowych.

Każdy z analizowanych terenów charakteryzuje się swoistym układem i udziałem powierzchniowym siedlisk oraz stopniem ich fragmentacji, co oczywiście wpływa na odmienność parametrów funkcji opisującej związek między synantropizacją i różnorodnością. Mimo to można wskazać następujące prawidłowości ogólne, występujące na wszystkich analizowanych obszarach:

(1) Obserwuje się wyraźne maksimum różnorodności (zarówno pokrycia terenu, jak i roślinności rzeczywistej) dla wartości synantropizacji mieszczących się w przedziale od 1,2 do 1,7.

(2) Maksimum dla różnorodności roślinności rzeczywistej występuje przy niższych wartościach wskaźnika synantropizacji w porównaniu z maksimum dla różnorodności pokrycia terenu.

(3) Tempo wzrostu analizowanych wskaźników różnorodności jest wysokie w przedziale niskich wartości synantropizacji, natomiast dalszy wzrost synantropizacji powoduje stosunkowo powolny spadek wartości wskaźników różnorodności. Należy podkreślić, że ta prawidłowość jest najsilniej widoczna w przypadku różnorodności roślinności rzeczywistej.

(4) Szybki wzrost wskaźnika różnorodności i duży rozrzut jego wartości dla bardzo niskich wartości wskaźnika synantropizacji sugeruje, że wykorzystany do analiz wskaźnik synantropizacji słabo różnicuje obszary z roślinnością o charakterze zbliżonym do naturalnego, natomiast dobrze odzwierciedla zróżnicowanie w przypadku obszarów z dominacją roślinności półnaturalnej lub synantropijnej.

Powyższe prawidłowości obserwuje się nie tylko w odniesieniu do poszczególnych terenów testowych, ale także do wszystkich obszarów zestawionych łącznie. Porównanie powyższych wyników z danymi otrzymanymi wcześniej (Solon 1995), świadczy wyraźnie o tym, że zasada maksymalizacji różnorodności przy średnim poziomie synantropizacji ma charakter powszechny i obowiązuje zarówno w stosunku do poszczególnych siedlisk, lokalnych kompleksów fitocenozy, mikrokrajobrazów roślinnych, jak i jednostek administracyjnych, i to niezależnie od tego, czy synantropizacja jest określana za pomocą udziału powierzchni zabudowanej, liczby mieszkańców, różnych miar wynikających z teorii informacji, czy też za pomocą innych wskaźników.

Przedstawione w pracy wyniki dowodzą, że struktura przestrzenna krajobrazu charakteryzuje się tzw. deterministycznym chaosem, czyli zmiennością pseudolosową (por.: Phillips i in. 1996), powodowaną przez nakładanie się na siebie wpływu licznych czynników biotycznych, abiotycznych i antropogenicznych, z których każdy ma własny wymiar przestrzenny i skalę oddziaływań. Tak więc jedynie systematyczna i wieloaspektowa analiza poszczególnych składowych kompozycji i konfiguracji krajobrazu daje szansę na wykrycie i opisanie istniejących zależności strukturalnych. Wydaje się przy tym, że za kompozycję krajobrazu odpowiada przede wszystkim zróżnicowanie sfery biotycznej i abiotycznej, natomiast konfiguracja przestrzenna jest w głównej mierze kontrolowana przez oddziaływania antropogeniczne.

Konkretne wartości wskaźników charakteryzujących poszczególne właściwości strukturalne pojedynczych krajobrazów w znacznym stopniu zależą od stopnia szczegółowości danych źródłowych. Dlatego też szersze porównania i oceny dotyczące różnych krajobrazów lub różnych momentów czasowych powinny wynikać – podobnie, jak to uczyniono w pracy – z analizy związków między wskaźnikami, a nie z analizy wartości samych wskaźników.

Jak już wielokrotnie podkreślano, praca ma przede wszystkim charakter teoretyczno-poznawczy. Niemniej jednak jej rezultaty mogą mieć znaczenie praktyczne. Nasuwają się przy tym trzy możliwe kierunki zastosowań, a mianowicie: (a) monitoring krajobrazu, a w szczególności formułowanie zestawu wskaźników oraz ich interpretacja; (b) oceny stopnia zrównoważenia rozwoju; (c) planowanie przestrzenne na szczeblu lokalnym i regionalnym.

LITERATURA

- Al-Mufti M.M., Sydes C.L., Furness S.B., Grime J.P., Baud J.R., 1977, *A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation*, J. of Ecology, 65, s. 759–791.
- Andrzejewski R., 1983, *W poszukiwaniu teorii fizjocenozy*, Wiad.ekol., 292, s. 93–125.
- Andren H., 1994, *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review*, Oikos, 71, s. 355–366.
- 1996, *Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis*, Oikos, 76, 2, s. 235–242.
- Andren H., Angelstam P., 1988, *Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands*, Ecology, 69, s. 544–547.
- Angelstam P., 1992, *Conservation of communities: the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure*, [w:] L. Hansson (red.), *Ecological principles of nature conservation*, Elsevier, London, UK, s. 9–70
- Antrop M., 1998, *Landscape change: Plan or chaos?* Landscape and Urban Planning 41, 3–4, s. 155–161.
- Ås S., 1993, *Are habitat islands islands? Wood-living beetles (Coleoptera) in deciduous forest fragments in boreal forest*, Ecography, 16, s. 219–228.
- 1999, *Invasion of matrix species in small habitat patches*, Conservation Ecology [online], 3, 1, s.1. Available from the Internet, URL, <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1>.
- Ås S., Bengtsson J., Ebenhard T., 1992, *Archipelagoes and theories of insularity*, [w:] L. Hansson (red.), *Ecological principles of nature conservation*, Elsevier, London, s. 201–251.
- Bailey R.C., 1988, *Correlations between species richness and exposure: freshwater molluscs and macrophytes*, Hydrobiologia, 162, s. 183–191.
- Baker W.L., 1989, *A review of models of landscape change*, Landscape Ecology, 2, s. 111–133.
- Baker W.L., Cai Y., 1992, *The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system*, Landscape Ecology, 7, s. 291–302.
- Banks J.E., 1998, *The scale of landscape fragmentation affects herbivore response to vegetation heterogeneity*, Oecologia, 117, 1–2, s. 239–246.
- Barthlott W., Biedinger N., Braun G., Feig F., Kier G., Mutke J., 1999, *Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity*, Acta Botanica Fennica, 162, s. 103–110.
- Barthlott W., Kier G., Mutke J., 1999, *Globale Artenvielfalt und ihre ungleiche Verteilung*, Courier Forschungsinstitut Senckenberg, 215, s. 7–22.
- Barthlott W., Lauer W., Placke A., 1996, *Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity*, Erdkunde, 50, 4, s. 317–327.

- Bartkowski T., 1977, *Metody badań geografii fizycznej*, PWN, Warszawa–Poznań.
- Baskent, E., Jordan G., 1995, *Characterizing spatial structure of forest landscapes*, Canadian Journal of Forest Research, 25, s. 1830–1849.
- Beguín C., Hegg O., 1975, *Quelques associations d'associations (sigmassociations) sur les anticlinaux jurassiens recouverts d'une végétation naturelle potentielle (essai d'analyse scientifique du paysage)*, Documents phytosociologiques, 9–14, s. 9–17.
- 1976, *Une sigmassociation remarquable au Pied du premier anticlinal jurassien*, Documents phytosociologiques, 15–18, s. 17–23.
- Bettinger P., Bradshaw G.A., Weaver G.W., 1996, *Effects of geographic information system vector–raster–vector data conversion on landscape indices*, Canadian Journal of Forest Research, 26, 8, s. 1416–1425.
- Betts M., 2000, *In Search of Ecological Relevancy: A Review of Landscape Fragmentation Metrics and Their Application for the Fundy Model Forest*, Greater Fundy Ecosystem Research Group (GFERG) Technical Paper 2000.
- BioDiversity Pro* 1997, Version Beta 1. Written by Neil McAleece, designed by Neil McAleece, John Lambshead, Gordon Paterson, John Gage, tested by Phil Harris, Peter Lamont. © The Natural History Museum, London and Scottish Association for Marine Science Oban, Scotland.
- Boeresma M., van Schaik C.P., Hogeweg P., 1991, *Nutrient gradients and spatial structure in tropical forests: a model study*, Ecol. Mod., 55, s. 219–240.
- Bojarski W.W., 1984, *Podstawy analizy i inżynierii systemów*, PWN, Warszawa, 456 ss.
- Brown A.V., Brussock P.P., 1991, *Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools*, Hydrobiologia, 220, s. 99–108.
- Brown D.G., Dub J.D., Drzyzga S.A., 2000, *Estimating error in an analysis of forest fragmentation change using North American Landscape Characterization (NALC) data*, Remote Sensing of Environment, 71, 1, s. 106–117.
- Burgess R.L., Sharpe D.M., 1981, *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*, Springer-Verlag, New York.
- Butson C.R., King D.J., 1999, *Semivariance Analysis Of Forest Structure And Remote Sensing Data To Determine An Optimal Sample Plot Size*, Presented at the Fourth International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, 21–24 June 1999, Ottawa, Ontario, Canada.
- Butterfield B.R., Csuti B., Scott J.M., 1994, *Modeling vertebrate distributions for gap analysis*, [w:] R.I. Miller (red), *Mapping the Diversity of Nature*, Chapman and Hall, London, s. 53–68.
- Caicco S.L., Scott J.M., Butterfield B., Csuti B., 1995, *A gap analysis management status of the vegetation of Idaho*, Conservation of Biological Diversity, 9, s. 498–511.
- Chambers P.A., Prepas E.E., 1990, *Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors*, Freshwater Biology, 23, s. 541–550.

- Chapin F.S., Vitousek P.M., Van Cleve K., 1986, *The nature of nutrient limitation in plant communities*, *American Naturalist*, 127, s. 48–58.
- Chmielewski T.J., Solon J., 1996, *Podstawowe przyrodnicze jednostki przestrzenne Kampinoskiego Parku Narodowego: zasady wyróżniania i kierunki ochrony. Badania ekologiczno-krajobrazowe na obszarach chronionych*, *Problemy ekologii krajobrazu*, 2, s. 130–142.
- Chou Y.H., Minnich R.A., Salazar L.A., Power J.D., Dezzani R.J., 1990, *Spatial autocorrelation of wildfire distribution in the Idyllwild quadrangle, San Jacinto Mountain, California*, *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 56, s. 1507–1513.
- Christiansen U., Ruhs M., 1997, *Potentielle naturliche Vegetation (pnV) als Mittel der Raumgliederung in Kulturlandschaften*, *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 28, s. 77–82.
- Cliff A.D., Ord J.K., 1973, *Spatial autocorrelation*, Pion, London.
- Cody M.L., 1975, *Towards a theory of continental species diversities*, [w:] M.L. Cody, J.M. Diamond (red.), *Ecology and evolution of communities*, Belknap, Cambridge, Massachusetts, USA, s. 214–257.
- Collinge S.K., Forman R.T.T., 1998, *A conceptual model of land conversion processes: Predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects*, *Oikos*, 82, 1, s. 66–84.
- CORINE Land Cover – Guide technique* 1993, Commission of the European Communities, Directorate-General – Environment, Nuclear Safety and Civil Protection Office for Official Publications of the European Communities.
- Cousins S.H., 1993, *Hierarchy in ecology: its relevance to landscape ecology and geographic information systems*, [w:] R. Haines–Young, D.R. Green, S. Cousins (red.), *Landscape ecology and geographic information systems*, Taylor&Francis, s. 75–86.
- Cowling R.M., 1990, *Diversity components in a species-rich area of the Cape Floristic Region*, *J. of Vegetation Science*, 1, s. 699–710.
- Cowling R.M., Bond W.J., 1991, *How small can reserves be? An empirical approach in Cape Fynbos, South Africa*, *Biological Conservation*, 58, 3, s. 243–256.
- Crow T.R., Host G.E., Mladenoff D.J., 1999, *Ownership and ecosystem as sources of spatial heterogeneity in a forested landscape, Wisconsin, USA*, *Landscape Ecology*, 14, 5, s. 449–463.
- Crozier C.R., Boerner R.E.J., 1984, *Correlations of understory herb distribution patterns with microhabitats under different tree species in a mixed mesophytic forest*, *Oecologia*, 62, s. 337–343.
- Curran P.J., 1988, *The Semivariogram in Remote Sensing: An Introduction*, *Remote Sensing of Environment*, 24, s. 493–507.
- Currie D.J., 1991, *Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness*, *American Naturalist*, 137, s. 27–49.
- Currie D.J., Paquin V., 1987, *Large-scale biogeographical patterns of species richness in trees*, *Nature*, 329, s. 326–327.

- De Lillis M., Fanelli G., 1993, *Ecological Study of Appenine Grasslands*, 36th IAVS Symposium, Tenerife 12–16 April 1993, Abstracts Book, s. 29–30.
- Degórski M., 2001, *Pedosfera – komponent środowiska łączący abiotyczną i biotyczną różnorodność*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Międzygeografią i biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, Prace Geogr., 179, s. 227–238.
- Delin A.E., Andrén H., 1999, *Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (Sciurus vulgaris) in a forest landscape*, Landscape Ecology, 14, 1, s. 67–72.
- Dillworth M.D., Whistler J.L., Merchant J.W., 1994, *Measuring landscape structure using geographic and geometric windows*, Photogram. Engineer. and Remote Sens., 60, 10, s. 1215–1224.
- Doing H., 1997, *The landscape as an ecosystem*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 63, 2–3, s. 221–225.
- Duelli P., 1997, *Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales*, Agriculture, Ecosyst. and Environ., 62, 2–3, s. 81–91.
- Eiden G., Kayadjanian M., Vidal C., 2000, 2. *Quantifying Landscape Structures: spatial and temporal dimensions*, [w:] *From Land Cover To Landscape Diversity In The European Union*. available from the Internet (<http://europa.eu.int/comm/dg06/publi/landscape/index.htm>).
- Elkie P.C., Rempel R.S., 2001, *Detecting scales of pattern in boreal forest landscapes*, Forest Ecology and Management, 147, 2–3, s. 253–261.
- Englund G., 1991, *Effects of disturbance on stream moss and invertebrate community structure*, J. of the North American Benthological Society, 10, s. 143–153.
- Fahrig L., Jonsen I., 1998, *Effect of Habitat Patch Characteristics on Abundance and Diversity of Insects in an Agricultural Landscape*, Ecosystems, 1, s. 197–205.
- Faliński J.B., 1990, *Kartografia geobotaniczna 2. Kartografia fitosocjologiczna*, PPWK Warszawa–Wrocław, 283 ss.
- (red.), 1994, *Vegetation under the diverse anthropogenic impact as object of basic phytosociological map. Results of the international cartographical experiment organized in the Białowieża Forest*, Phytocoenosis 6 (N.S.), Suppl. Cartogr. Geobot., 4.
- Farina A., 1998, *Principles and Methods in Landscape Ecology*, Chapman & Hall, 235 ss.
- 2000, *The Cultural Landscape as a Model for the Integration of Ecology and Economics*, Bioscience, 50, 4, s. 313–321.
- Favila M.E., Halfpeter G., 1997, *The use of parameter groups for measuring biodiversity as related to community structure and function*, Acta Zool. Mex.
- Flamm R.O., Turner M.G., 1994, *Alternative model formulations for a stochastic simulation of landscape change*, Landscape Ecology, 9, 1, s. 37–46.
- Forman R.T.T., 1995, *Some general principles of landscape and regional ecology*, Landscape Ecology, 10, 3, s. 133–142.

- Forman R.T.T., Godron M., 1986, *Landscape ecology*, John Wiley & Sons, New York, 619 ss.
- Forman R.T.T., Moore P.N., 1992, *Theoretical Foundations for Understanding Boundaries in Landscape Mosaics*, [w:] A.J. Hansen, F. di Castri (red.), *Landscape Boundaries*, Ecological Studies, 92, s. 236–258, Springer Verlag.
- Fortin M.J., Drapeau P., Jacquez G.M., 1996, *Quantification of the spatial cooccurrences of ecological boundaries*, *Oikos*, 77, 1, s. 51–60.
- Fox J.F., 1979, *Intermediate-disturbance hypothesis*, *Science*, 204, s. 1344–1345.
- From Land Cover To Landscape Diversity In The European Union* (2000), available from the Internet (<http://europa.eu.int/comm/dg06/publi/landscape/index.htm>).
- Frackiewicz I.L., 1980, *Systemy sprawnego dzialania*, Ossolineum Wrocław, 224 ss.
- Fu B., Chen L., 2000, *Agricultural landscape spatial pattern analysis in the semi-arid hill area of the Loess Plateau, China*, *Journal of Arid Environments*, 44, 3, s. 291–303.
- Fukami T., 2001, *Spatial scale, multiple community states, and the relationship between local and regional species richness*, The Ecological Society of America, 86th Annual Meeting Madison, Wisconsin, August 5 – August 10, 2001, Abstracts, s. 95–96.
- Gaedeke A., Sommer U., 1986, *The influence of the frequency of periodic disturbances on the maintenance of phytoplankton diversity*, *Oecologia*, 71, s. 25–28.
- Gardner R.H., 1999, *RULE: Map generation and spatial analysis program*, [w:] J.M. Klopatek, R.H. Gardner (red.), *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*, Springer-Verlag, New York, s. 280–303.
- Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G., O'Neill R.V., 1987, *Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern*, *Landscape Ecology*, 1, s. 19–28.
- Gardner R.H., O'Neill R.V., Turner M.G., Dale V.H., 1989, *Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models*, *Landscape Ecology*, 3, 217–227.
- Garrabou J., Riera J., Zabala M., 1998, *Landscape pattern indices applied to mediterranean subtidal rocky benthic communities*, *Landscape Ecology*, 13, 4, s. 225–247.
- Geldenhuys C.J., 1994, *Bergwind fires and the location pattern of forest patches in the southern Cape landscape, South Africa*, *J. of Biogeogr.*, 21, 1, s. 49–62.
- Gkaraveli A., Williams J.H., Good-J.E.G., 2001, *Fragmented native woodlands in Snowdonia (UK): Assessment and amelioration*, *Forestry*, 74, 2, s. 89–103.
- Goetze D., 2000, *Zur Biodiversität von Landschaftsausschnitten: Erfassung und Analyse der Gamma-Diversität mit Hilfe von Vegetationskomplexen*, *Phytocoenologia*, 30, 1, s. 1–129
- Grashof-Bokdam C., 1997, *Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: Effects of fragmentation*, *J. of Vegetation Science*, 8, s. 21–28.

- Grassle J.F., 1989, *Species diversity in deep-sea communities*, Trends in Ecology and Evolution, 4, s. 12–15.
- Griffith J.A., Martinko E.A., Price K.P., 2000, *Landscape structure analysis of Kansas at three scales*, Landscape and Urban Planning, 52, 1, s. 45–61.
- Grime J.P., 1973, *Competitive exclusion in herbaceous vegetation*, Nature, 242, s. 344–347
- Guan D.S., Wang L.R., Li Z., 1999, *Landscape ecological analysis of urban vegetation in Guangzhou, China*, Journal of Environmental Sciences, 11, 2, s. 160–166.
- Gulve P.S., 1994, *Northern metapopulation of the pool frog*, Ecology, 75, 5, s. 1357–1367.
- Gustafson E.J., 1998, *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?* Ecosystems, 1, s. 143–156.
- Haase G., 1964, *Landschaftsökologische Detailuntersuchung und Naturräumliche Gliederung*, Pet. Geogr. Mitt., 1–2.
- Halme E., Niemela J., 1993, *Carabid beetles in fragments of coniferous forest*, Annales Zoologici Fennici, 30, s. 17–30.
- Hanski I., 1982, *Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis*, Oikos, 38, s. 210–221.
- Hargis C., Bissonette J., David J., 1998, *The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation*, Landscape Ecology, 13, s. 167–186.
- Hargis C.D., Bissonette J.A., Turner-D.L., 1999, *The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens*, J. of applied Ecology, 36, 1, s. 157–172.
- Harman W.N., 1972, *Benthic substrates: their effect on freshwater mollusca*, Ecology, 53, s. 271–277.
- Harper J.L., Hawksworth D.L., 1995, *Preface*, [w:] D.L. Hawksworth (red.), *Biodiversity: Measurement and Estimation*, Chapman & Hall, London, s. 5–12
- Harris L.D., 1984, *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*, University of Chicago Press, Chicago.
- Harrison S., 1999, *Local and regional diversity in a patchy landscape: Native, alien, and endemic herbs on serpentine*, Ecology, 80, 1, s. 70–80.
- Hobbs R.J., Huenneke L.F., 1992, *Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation*, Conservation Biology, 6, s. 324–337.
- Hogeweg P., 1988, *Cellular Automata as a Paradigm for Ecological Modeling*, Applied Math. Comput., 27, s. 81–100.
- Holland E.A., Parton W.J., Detling J.K., Coppock D.L., 1992, *Physiological responses of plant populations to herbivory and their consequences for ecosystem nutrient flow*, American Naturalist, 140, s. 685–706.
- Hulshoff R.M., 1995, *Landscape indices describing a Dutch landscape*, Landscape Ecology, 10, 2, s. 101–111.

- Huston M.A., 1979, *A general hypothesis of species diversity*, *American Naturalist*, 113, s. 81–101.
- 1980, *Soil nutrients and tree species richness in Costa Rican forests*, *J. of Biogeography*, 7, s. 147–175.
- 1994, *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*, Cambridge University Press, Cambridge, England, 320 ss.
- Inoue M., Nakagoshi N., 2001, *The effects of human impact on spatial structure of the riparian vegetation along the Ashida river, Japan*, *Landscape and Urban Planning*, 53, 1–4, s. 111–121.
- Jaeger J.A., 2000, *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation*, *Landscape Ecology*, 15, s. 115–130.
- Janzen D.H., 1983, *No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases*, *Oikos*, 41, s. 402–410.
- 1986, *The eternal external threat*, [w:] M.E. Soulé (red.), *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, s. 286–303.
- Jedicke E., 2001, *Biodiversität Geodiversität Okodiversität: Kriterien zur Analyse der Landschaftsstruktur – ein Konzeptioneller Diskussionsbeitrag*, *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 33, 2–3, s. 59–68.
- Jiquan C., Franklin J.F., Lowe J.S., 1996, *Comparison of abiotic and structurally defined patch patterns in hypothetical forest landscape*, *Conservation Biology*, 10, 3, s. 854–862.
- Johnson G.D., Myers W.L., Patil G.P., 1999a, *Stochastic generating models for simulating hierarchically structured multi-cover landscapes*, *Landscape Ecology*, 14, 5, s. 413–421.
- Johnson G.D., Myers W.L., Patil G.P., Taillie C., 1999b, *Multiresolution fragmentation profiles for assessing hierarchically structured landscape patterns*, *Ecological Modelling*, 116, 2–3, s. 293–301.
- 2001, *Fragmentation profiles for real and simulated landscapes*, *Environmental and Ecological Statistics*, 1, s. 5–20.
- Jorge L.A.B., Garcia G.J., 1997, *A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS)*, *Forest Ecology and Management*, 98, 1, s. 35–47.
- Jurko A., 1985, *A contribution to ecological diversity of some plant communities*, *Ekologia (CSSR)*, 4, 4, s. 399–406.
- Kaczor S.A., Hartnett D.C., 1990, *Gopher tortoise (Gopherus polyphemus) effects on soils and vegetation in a Florida sandhill community*, *American Midland Naturalist*, 123, s. 100–111.
- Kay J.J., 1993, *On the Nature of Ecological Integrity: Some Closing Comments*, [w:] S. Woodley, J. Kay, G. Francis (red.), *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*, St. Lucie Press, Delray, Florida, s. 210–212.
- Kneidel K.A., 1984, *Competition and disturbance in communities of carrion-breeding Diptera*, *J. of Animal Ecology*, 53, s. 849–865.

- Kobendza R., 1949, *Mapka fitosocjologiczna odcinka doliny Wisły Góra Kalwaria – Magnuszew*, [w:] R. Kobendza, St. Tołpa, W. Sławiński, J. Walas, B. Pawłowski, *Badania fitosocjologiczne w dolinie Wisły*, maszynopis + mapy, niepublikowane, w archiwum Zakładu Geoekologii IGiPZ PAN.
- Kondracki J., 2000, *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa, 441 ss.
- Kondracki J., Richling A., 1983, *Próba uporządkowania terminologii w zakresie geografii fizycznej kompleksowej*, *Przeł. Geogr.*, 55, 1.
- Kostrowicki A.S., 1983, *Ekologia–ekosystem–krajobraz*, *Wiad. ekol.*, 29, 3, s. 173–182.
- Kostrowicki A.S., Solon J. (red.), 1994, *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, *Dokum. Geogr.*, 1–2.
- Kovar P. (red.), 1999, *Nature and culture in landscape ecology (experiences for the 3rd millenium)*, *Acta Universitatis, ser. Environmentalica*, special issue, Charles University, The Karolinum Press, Prague.
- Kunin W., Hartley S., Lennon J., 2001, *The spatial scaling of rare plant distributions. The Ecological Society of America, 86th Annual Meeting Madison, Wisconsin, August 5 – August 10, 2001*, Abstracts, s. 136–136.
- Kunitomo J., Morimoto Y., 1999, *Vegetation monitoring using different scale of remote sensing data*, *J. of Environmental Sciences*, 11, 2, s. 216–220.
- LEAPII.1999, Version 2 Rev. 3.1, Forest Landscape Ecology Program, Ontario Ministry of Natural Resources.
- La Polla V., Barrett G., 1993, *Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (Microtus pennsylvanicus)*, *Landscape Ecology*, 8, 1, s. 25–37.
- Law R., Morton R.D., 1993, *Alternative permanent states of ecological communities*, *Ecology*, 74, 5, s. 1347–1361.
- Li H., Reynolds J.F., 1993, *A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes*, *Landscape Ecology*, 7, s. 101–110.
- Li Z., Wang L., Guan D., 2000, *Landscape heterogeneity of urban vegetation in Guangzhou*, *Chinese J. of Applied Ecology*, 11, 1, s. 127–130.
- Liu C.R., Chen L.Z., 1999, *Distribution characteristics of patch sizes in the vegetation landscape in Beijing*, *Acta Botanica Sinica*, 41, 2, s. 199–205.
- Lobo A., Moloney K., Chic O., Chiariello N., 1998, *Analysis of fine-scale spatial pattern of a grassland from remotely-sensed imagery and field collected data*, *Landscape Ecology*, 13, 2, s. 111–131.
- Lovrencak F., 1995, *Zveze med reliefom, prstmi in vegetacijo v Planici*, *Geografski Vestnik*, 67, s. 79–89.
- Luoto M., 2000, *Spatial analysis of landscape ecological characteristics of five agricultural areas in Finland by GIS*, *Fennia*, 178, 1, s. 15–54.
- Mac Nally R., 1999, *Dealing with the scale in ecology*, [w:] J.A. Wiens, M.R. Moss (red.), *Issues in Landscape Ecology*, IALE Fifth World Congress, Snowmass Village, Colorado, USA, s. 10–17.

- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967, *The theory of Island Biogeography*, Monographs in Population Biology, Princetown University, 203 ss.
- Matuszkiewicz J.M., 1993, *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, Prace Geogr., 158.
- Matuszkiewicz J.M., Kozłowska A.B., 1981, *Założenia metodyczne i technika wykonywania przeglądowej mapy potencjalnej roślinności naturalnej (na przykładzie badań fitosocjologiczno-kartograficznych na Wysoczyźnie Siedleckiej)*, *Fragm. Flor. et Geobot.*, 27, 1–2, s. 171–211.
- Matuszkiewicz W., 1974, *Teoretyczno-metodyczne podstawy badań roślinności jako elementu krajobrazu i obiektu użytkowania rekreacyjnego*, *Wiad. ekol.*, 20, 1, s. 3–13.
- 1981, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa, 298 ss.
- 2001, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Wyd. Nauk., PWN, 537 ss.
- Mazerolle M.J., Villard M.A., 1999, *Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review*, *Ecoscience*, 6, 1, s. 117–124.
- McAllister D.E., 1991, *What is biodiversity?* *Can. Biodiversity*, 1, s. 4–6.
- McCoy E.D., Mushinsky H.R., 1994, *Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat*, *Ecology*, 75, 2, s. 446–457.
- McGarigal K., Marks B., 1995, *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland (OR): USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station; General Technical Report PNW–GTR–351.
- McInnes R.J., Naimann J., Pastor J., Cohen Y., 1992, *Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA*, *Ecology*, 73, s. 2059–2075.
- McNab W.H., 1996, *Classification of local- and landscape-scale ecological types in the southern Appalachian Mountains*, *Environmental Monitoring and Assessment*, 39, 1–3, s. 215–229.
- Meisel J.E., Turner M.G., 1998, *Scale detection in real and artificial landscapes using semivariance analysis*, *Landscape Ecology*, 13, 6, s. 347–362.
- Moody A., Woodcock C.E., 1995, *The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing*, *Landscape Ecology*, 10, 6, s. 363–379.
- Moore D.R.J., Keddy P.A., 1989, *The relationship between species richness and standing crop in wetlands: The importance of scale*, *Vegetatio*, 79, s. 1–2.
- Natuhara Y., Imai C., Takahashi M., 1999, *Pattern of land mosaics affecting butterfly assemblage at Mt Ikoma, Osaka, Japan*, *Ecolog. Research*, 14, 2, s. 105–118.
- Naveh Z., 1988, *Biocybernetic Perspectives of Landscape Ecology and Management*, Proc. of the First Symposium of the Canadian Society for Landscape Ecology and Management, Polyscience Publications Inc., s. 23–34.

- 1995, *Interactions of landscapes and cultures*, Landscape and Urban Planning 32, 1, s. 43–54.
- Nikora V.I., Pearson C.P., Shankar U., 1999, *Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience*, Landscape Ecology, 14, s. 17–33.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H., Graham R.L., 1988, *Indices of landscape structure*, Landscape Ecology, 1, s. 153–162.
- Obeysekera J., Rutchey K., 1997, *Selection of scale for Everglades landscape models*, Landscape Ecology, 12, 1, s. 7–18.
- Olsen E., Ramsey R.D., Winn D.S., 1993, *A Modified Fractal Dimension as a Measure of Landscape Diversity*, Photogramm. Eng. Remote Sens., 59, 10, s. 1517–1520.
- Ouborg J., 1993, *Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system*, Oikos, 66, s. 298–308
- Palik B.J., Goebel P.C., Kirkman L.K., West L., 2000, *Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems*, Ecological Applications, 10, 1, s. 189–202.
- Partel M., Zobel M., Moora M., 1997, *Variation of species richness in alvar grasslands – the role of core and satellite species*, 40th Annual Symposium of IAVS Ceske Budejovice, August 1997.
- Parysek J., 1980, *Analiza skupień jako metoda klasyfikacji w geografii*, [w:] Z. Chojnicki (red.), *Metody taksonomiczne w geografii*, PAN Oddz. Pozn., Ser. Geografia, 5, s. 87–99.
- Pastor J., Dewey B., Moen R., Mladenoff D.J., White M., Cohen Y., 1998, *Spatial patterns in the moose-forest-soil ecosystem on Isle Royale, Michigan, USA*, Ecological Applications, 8, 2, s. 411–424.
- Pastor J.M., Naiman R.J., Dewey B., 1987, *A hypothesis of the effects of moose and beaver foraging on soil nitrogen and carbon dynamics, Isle Royale, Alces*, 23, s. 107–124.
- Patil G.P., Taillie C., 2001, *A multiscale hierarchical markov transition matrix model for generating and analyzing thematic raster maps*, Environmental and Ecological Statistics, 8, 1, s. 71–84.
- Patton D., 1975, *A Diversity Index for Quantifying Habitat Edge*, Wildlife Society Bulletin, 3, 4, s. 171–173.
- Pearce C.M., 1997, *Developing Composite Indices to Identify, Analyze, and Monitor Biological Diversity in the Mixedwood Plains Ecozone using Satellite Data and Geo-Information Systems*, Canadian Forest Service, Ottawa.
- Perez-Trejo F., 1993, *Landscape response units: process-based self-organising systems*, [w:] R. Haines-Young, D.R. Green, S. Cousins (red.), *Landscape ecology and geographic information systems*, Taylor&Francis, s. 87–98.

- Phillips J.D., 1994, *Deterministic uncertainty in landscapes*, Earth Surface Processes and Landforms, 19, 5, s. 389–401.
- Phillips J.D., 1999, *Divergence, convergence, and self-organization in landscapes*, Annals of the Association of American Geographers, 89, 3, s. 466–488.
- Phillips J.D., Perry D., Garbee A.R., Carey K., Stein D., Morde M.B., Sheehy J.A., 1996, *Deterministic uncertainty and complex pedogenesis in some Pleistocene dune soils*, Geoderma, 73, 3–4, s. 147–164.
- Phillips O.L., Hall P., Gentry A.H., Sawyer S.A., Vasquez R., 1994, *Dynamics and species richness of tropical rain forests*, Proceedings of the National Academy of Sciences (USA), 91, s. 2805–2809.
- Pielou E.C., 1984, *The interpretation of Ecological Data*, Wiley, New York.
- Pietrzak M., 1995, *Średnioskalowa mapa krajobrazowa – eksperyment kartograficzny*, [w:] M. Ruszczycka-Mizera (red.), *Studia krajobrazowe jako podstawa racjonalnej gospodarki przestrzennej*, Wyd. IG Univ. Wrocław, s. 61–69
- Pietrzak M., 1998, *Syntezy krajobrazowe. Założenia, problemy, zastosowania*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 168 ss.
- Plit J., Solon J., 1991, *Long-term vegetation changes – an attempt of cartographic presentation of vegetation dynamics*, Phytocoenosis 3 (N.S.), Supplementum Cartographiae Geobotanicae, 2, s. 145–157.
- Pringle C.M., 1990, *Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae*, Ecology, 71, s. 905–920.
- Prusinkiewicz Z., 1970, *Die Zahl der auf dem Minimi-Areal Vorkommenden Gefasspflanzenarten als Mass fur die Fruchtbarkeit der Waldboden*, Gesellschaftsmorphologie, Verlag Dr. W. Junk N.V., s. 282–296.
- Radeloff V.C., 2000, *Exploring the Spatial Relationship Between Census and Land-Cover Data*, Society & Natural Resources, 13, 6, s. 599–612.
- Reader R.J., Taylor K.C., Larson D.W., 1991, *Does intermediate disturbance increase species richness within deciduous forest understory?* Modern Ecology, Basic and Applied Aspects, Elsevier, s. 363–373.
- Rejmanek M., 1997, *Predicting expected numbers of syntaxa in understudied regions. IAVS'97 Symposium, 18–23 August 1997, Ceske Budejovice*, Conference Abstracts, s. 123–123.
- Rescia A.J., Schmitz M.F., De Agar P.M., De Pablo C.L., Atauri J.A., Pineda F.D., 1994, *Influence of landscape complexity and land management on woody plant diversity in northern Spain*, J. of Vegetation Science, 5, 4, s. 505–516.
- Rescia A.J., Schmitz M.F., De Agar P.M., De Pablo C.L., Pineda F.D., 1997, *A fragmented landscape in northern Spain analyzed at different spatial scales: Implications for management*, J. of Vegetation Science, 8, 3, s. 343–352.
- Richling A., 1992, *Kompleksowa geografia fizyczna*, PWN, Warszawa.
- 1993, *Kartowanie geokomponentów*, [w:] A. Richling (red.), *Metody szczegółowych badań geografii fizycznej*, PWN, Warszawa, s. 246–284.
- Richling A., Ostaszewska K., 1993, *Czy istnieje uniwersalna przyrodnicza jednostka przestrzenna?* Przegl. Geogr., 54, 1–2, s. 59–73.

- Richling A., Solon J., 1998, *Ekologia krajobrazu*, wyd. trzecie, PWN Warszawa, 319 ss.
- Riera J.L., Magnuson J.J., Vande Castle J.R., MacKenzie M.D., 1998, *Analysis of Large-Scale Spatial Heterogeneity in Vegetation Indices among North American Landscapes*, *Ecosystems*, 1, s. 268–282
- Riitters K.H., O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Wickham J.D., Yankee D.H., Timmins S.P., Jones K.B., Jackson B.L., 1995, *A factor analysis of landscape pattern and structure metrics*, *Landscape Ecology*, 10, 1, s. 23–59.
- Risser P.G., Karr J.R., 1984, *Landscape ecology: directions and approaches. Special publication 2*, Champaign, Illinois Natural History Survey.
- Robinson C.T., Minshall G.W., 1986, *Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season*, *J. of the North American Benthological Society*, 5, s. 237–248.
- Roche P., Tatoni T., Medail F., 1998, *Relative importance of abiotic and land use factors in explaining variation in woody vegetation in a French rural landscape*, *J. of Vegetation Science*, 9, 2, s. 221–228.
- Rosenberg K.V., Lowe J.D., Dhondt A.A., 1999, *Effects of forest fragmentation on breeding tanagers: A continental perspective*, *Conservation-Biology*, 13, 3, s. 568–583.
- Rosenzweig M.L., 1971, *Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time*, *Science*, 171, s. 385–387.
- Ruzicka M., 1995, *Ecological system analysis of biota and landscape structure*, *Ecology (Bratislava)*, 14 (Suppl.1), s. 15–21.
- Sanderson E.W., Ustin S.L., 1998, *Evaluation of Landscape Structure Using AVIRIS Quicklooks and Ancillary Data*, *Proceedings of the Seventh Earth Science Airborne Workshop*, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, CA. January 1998, s. 11–13.
- Santiago S., Martinez-Millan J., 2001, *Sensitivity of Landscape Pattern Metrics to Map Spatial Extent*, *Photogram. Engineer. Remote Sens.*, 67, 9, s. 1027–1036.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991, *Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review*, *Conservation Biology*, 5, 1, s. 18–32.
- Scarsbrook M.R., Townsend C.R., 1993, *Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat template study of two contrasting New Zealand streams*, *Freshwater Biology*, 29, s. 395–410.
- Schlosser I.J., 1982, *Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream*, *Ecological Monographs*, 52, s. 395–414.
- Schmidt-Nielsen K., 1984, *Scaling: Why is animal size so important?* Cambridge University Press.
- Schmiegelow F., Machtans C., Hannon S., 1997, *Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses*, *Ecology*, 78, 6, s. 1914–1932.
- Schoener T.W., 1976, *The species-area relation within archipelagoes: models and evidence from land birds*, [w:] H. J. Frith and J. H. Calaby, (red.), *Proceedings*

- XVI International Ornithological Congress (1974)*, Australian Academy of Science, Canberra, Australia, s. 629–692.
- Schroeder M., 1991, *Fractals, chaos, power laws*, W.H. Freeman and Company, New York, NY.
- Schwabe A., 1991, *Perspectives of vegetation complex research and bibliographic review of vegetation complexes in vegetation science and landscape ecology*, Excerpta Botanica Sec. B, 28, s. 223–243.
- Schwabe A., Kratochwil A., 1994, *Gelten die biozoenotischen Grundprinzipien auch für die landschaftsoekologische Ebene? – Standorts-komplexe Inneralpiner Trockengebiete als Fallbeispiele*, Phytocoenologia, 24, s. 1–22.
- Schwickerath M., 1954, *Die Landschaft und ihre Wandlung auf geobotanischer und geographischer Grundlage entwickelt und erlautet im Bereich des Messtischblattes Stolberg*, Aachen.
- Scott J.M., Jennings M.D., 1998, *Large-Area Mapping Of Biodiversity*, Annals of the Missouri Botanical Garden, 85, 1, s. 34–47.
- Seibert P., 1974, *Die Rolle des Masstabs bei der Abgrenzung von Vegetationseinheiten*, Ber. Int. Symp. Int. Vereinigung Vegetationsk. 1968, s. 103–118.
- Shannon, C.E., Weaver W., 1962, *The Mathematical Theory of Communication* University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 117 ss.
- Shmida A., Wilson M. V., 1985, *Biological determinants of species diversity*, Journal of Biogeography, 12, s. 1–20.
- Soczawa W.B., 1978, *Wwiedzenie w uczenie o geosistiemach*, Nauka, Nowosybirsk.
- Solon J., 1983, *The local complex of phytocenoses and the vegetation landscape – fundamental units of the spatial organization of the vegetation above the phytocenose level*, Acta Botanica Acad. Sci. Hungaricae 29, 1–4, s. 377–384.
- 1988, *Local complexes of phytocoenoses in vegetation landscape in the vicinity of the Wigry Lake (NE Poland)*, Documents phytosociologiques N.S., Camerino, 11, s. 535–541.
- 1990, *The spatial distribution of vegetation units as a result of habitat and synanthropization pattern*, Ekologia (CSFR), 9, 4, s. 383–393.
- 1993, *Changes in the vegetation landscape in the Pińczów environs (S Poland)*, Phytocoenologia, 21, 4, s. 387–409.
- 1994, mscr., *Roślinność Kampinoskiego Parku Narodowego i jego otuliny*, Maszynopis 99 stron + 2 mapy w skali 1:100 000 i 7 map w skali 1:25000 dla Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska w ramach “Planu Ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego”, (udostępnianie – biblioteka w Dyrekcji Kampinoskiego Parku Narodowego).
- 1994a, *Krajobrazowe zróżnicowanie roślinności rzeczywistej*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokumentacja Geograficzna, 1–2, s. 83–94.
- 1994b, *Vegetation differentiation and its changes in the Warsaw suburban zone – a general review*, Memorabilia Zoologica, 49, s. 99–113

- 1995, *Anthropogenic disturbance and vegetation diversity in agricultural landscapes*, Landscape and Urban Planning, 31, s. 171–180.
 - 1997, *Zmiany szaty roślinnej pod wpływem obniżenia poziomu wody w Kampinoskim Parku Narodowym*, 46 Zjazd Polskiego Tow. Geogr., Przewodnik wycieczek, s. 61–75.
 - 1998, *Zmiany roślinności rzeczywistej w dolinie Wisły na odcinku od Ryczywołu do Wilgi w latach 1949–1995*, Acta Geographica Lodzensia, 74, s. 215–228.
 - 1999a, *Integrating Ecological and Geographical (biophysical) principles in studies of landscape systems*, [w:] J.A. Wiens, M.R. Moss (red.), *Issues in Landscape Ecology*, IALE Fifth World Congress, Snowmass Village, Colorado, USA, s. 22–27.
 - 1999b, *Ekologiczno-krajobrazowe zróżnicowanie dolin dużych rzek*, Rzeki, 8, s. 179–196.
 - 1999c, *Changes of land cover, vegetation and landscape structure in the Vistula river valley (Poland) between villages of Ryczywół and Wilga in years 1949 and 1995*, [w:] P. Kovar (red.), *Nature and culture in landscape ecology (experiences for the 3rd millenium)*, Acta Universitatis, ser. Environmentalica, special issue, Charles University, The Karolinum Press, Prague, s. 200–210.
 - 2000a, *Krajobraz bez granic, czyli o wpływie koncepcji teoretycznych na sposoby wyróżniania i charakterystykę jednostek przestrzennych*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 7, s. 139–152.
 - 2000b, *Persistence of landscape spatial structure in conditions of change in habitat, land use and actual vegetation: Vistula Valley case study in Central Poland*, [w:] U. Mander, R.H.G. Jongman (red.), *Consequences of Land Use Changes*, Advances in Ecolog. Sci., 5, WIT Press, Southampton, Boston, s. 163–184.
 - 2000c, *The influence of possible climate change on species richness and structural features of the herb layer of the pine and mixed pine forests in Poland*, [w:] W.M. Kotljakov (red.), *Globalnyje i regionalnyje izmienenija klimata i ich prirodnyje i socjalno-ekonomiczeskije posledstwiya*, GEOS, Moskwa, s. 247–260.
- Solon J., Kloss M. (red.), mscr., *Szata roślinna Kampinoskiego Parku Narodowego*, Maszynopis w Dyrekcji KmpN w przygotowaniu do druku.
- Solon J., Roo-Zielińska E., 2001, *Bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych w okolicach Pińczowa, a ich wymagania ekologiczne*, [w:] E. Roo-Zielińska, J. Solon (red.), *Między geografią i biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, Prace Geogr., 179, s. 209–225.
- Soule M.E., Alberts A.C., Bolger D.T., 1992, *The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates*, Oikos, 63, s. 39–47.
- Sousa W.P., 1979, *Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity*, Ecology, 60, s. 1225–1239.
- Sprenger J.C., Van Veen F., 1984, *On extreme values of Moran's I and Geary's C*, Geogr. Anal., 16, s. 17–24.

- Stanley H.E., Amaral L.A.N., Gopikrishnan P., Ivanov P.Ch., Keitt T.H., Plerou V., 2000, *Scale invariance and universality: organizing principles in complex systems*, *Physica A*, 281, s. 60–68.
- Steinhardt U., Herzog F., Lausch A., Müller E., Lehmann S., 1999, *Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation*, [w:] Y.A. Pykh, D.E. Hyatt, R.J. Lenz (red.), *Environmental Indices – System Analysis Approach*, Oxford, EOLSS Publ., s. 237–254.
- Stohlgren T.J., Coughenour M.B., Chong G.W., Binkley D., Kalkhan M.A., Schell L.D., Buckley D.J., Berry J.K., 1997, *Landscape analysis of plant diversity*, *Landscape Ecology*, 12, 3, s. 155–170.
- Stoms D.M., Estes J.E., 1993, *A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity*, *Intern. J. of Remote Sensing*, 14, s. 1839–1860.
- Stuart Chapin III F., Sala O.E., Burke I.C., Grime J.P., Hooper D.U., Lauenroth W.K., Lombard A., Mooney H.A., Mosier A.R., Naeem S., Pacala S.W., Roy J., Steffen W.L., Tilman D., 1998, *Ecosystem Consequences of Changing Biodiversity. Experimental evidence and a research agenda for the future*, *BioScience*, 48, 1.
- Suffling R., 1988, *Catastrophic Disturbance and Landscape Diversity: Implications of Fire Control and Climate Change in Subarctic Forests*, Proc. of the First Symposium of the Canadian Society for Landscape Ecology and Management, Polyscience Publications Inc., s. 111–120.
- Takeuchi K., Ide M., Yokohari M., Brown R.D., 1995, *Relationships of landform and biological diversity in landscape ecology*, *Transactions, Japanese Geomorphological Union*, 16, 3, s. 215–225.
- Tappeiner U., Tasser E., Tappeiner G., 1998, *Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: Preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area*, *Ecological Modelling*, 113, 1–3, s. 225–237.
- The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy 2000*, Available from the Internet (www.strategyguide.org/fulltext.html).
- Theurillat J.-P., 1992, *Etude et cartographie du paysage végétal (symphytocoenologie) dans la région d'Aletsch (Valais, Suisse)*, Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse, Fascicule, 68.
- Tichy L., 1999, *Predictive modeling of the potential natural vegetation pattern in the Podyji National Park, Czech Republic*, *Folia Geobotanica*, 34, 2, s. 243–252.
- Tilman D., 1983, *Plant succession and gopher disturbance along an experimental gradient*, *Oecologia*, 60, s. 285–292.
- Tinker D.B., Romme W.H., Hargrove W.W., Gardner R.H., Turner M.G., 1994, *Landscape scale heterogeneity in lodgepole pine serotiny*, *Canad. J. of Forest Research*, 24, 5, s. 897–903.
- Tonn W.M., Magnuson J.J., 1982, *Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes*, *Ecology*, 63, s. 1149–1166.
- Traub B., Kleinn C., 1999, *Zur Erfassung von Flächenfragmentierung und Struktureller Diversität*, *Forstwissenschaft. Centralblatt*, 118, 1, s. 39–50.

- Turner M.G., 1989, *Landscape ecology: the effect of pattern on process*, Ann. Rev. Ecol. Syst., 20, s. 171–197.
- Turner M.G., Gardner R.H., Dale V.H., O'Neil V., 1988, *Landscape pattern and the spread of disturbance*, Proc. VIIIth Int. Symposium on Problems of Landscape Ecological Research, 1, s. 373–382.
- Tuxen R., 1956, *Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung*, Angew. Pflanzensoz., 13, s. 5–42.
- Urban D.L., O'Neil R.V., Shugart H.H., 1987, *Landscape ecology*, Bioscience, 37, s. 119–127.
- Verboom J., 1996, *Modelling Species Dynamics Within Fragmented Landscapes*, Connect Meeting – Biodiversity In Changing Agricultural Landscapes, 22 November 1996, Ite Monks Wood.
- Verboom J., Schotman A., Opdam P., Metz A., 1991, *European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape*, Oikos, 61, s. 149–156.
- Verdu M., Garcia Fayos P., 1998, *Old-field colonization by Daphne gnidium: Seedling distribution and spatial dependence at different scales*, J. of Vegetation Science, 9, 5, s. 713–718.
- Viedma O., Melia J., 1999, *Monitoring temporal changes in the spatial patterns of a mediterranean shrubland using Landsat(TM) images*, Diversity and Distributions, 5, 6, s. 275–293.
- Villard M., Merriam G., Maurer B., 1995, *Dynamics in subdivided populations of neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest*, Ecology, 76, 1, s. 27–40.
- Walsh S.J., Crawford T.W., Welsh W.F., Crews Meyer K.A., 2001, *A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand*, Agriculture Ecosystems and Environment, 85, 1–3, s. 47–64.
- Ward J.V., Stanford J.A., 1983, *The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems*, [w:] T.D. Fontaine III, S.M. Bartell (red.), *Dynamics of lotic ecosystems*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, USA, s. 347–355.
- Wheeler B.D., Giller K.E., 1982, *Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk in relation to the quantity of above ground material*, J. of Ecology, 70, s. 197–200.
- Whittaker R.H. (red.) 1973, *Ordination and Classification of communities*, Handbook of Vegetation Science, 5, Dr. W. Junk, The Hague.
- 1972, *Evolution and measurement of species diversity*, Taxon, 21, s. 213–251.
- 1977, *Species diversity in land communities*, Evol. Biol., 10, s. 1–67.
- Widacki W., 1994, *The end of the geocomplex paradigm in physical geography? Landscape research and its applications in environmental management*, s. 109–113.
- Wiegleb G., 1999, *Conservation of Regional and Global Biodiversity, Lecture notes for the International Study Course "Environmental and Resource Management"*, available from the Internet (<http://www.erm.tu-cottbus.de/board/scripts/biodiv>).

- Wiens J.A., 1981, *Scale problems in avian censusing*, Studies in Avian Biology, 6, s. 513–521.
- 1995, *Landscape mosaics and ecological theory*, [w:] L. Hansson, L. Fahrig, G. Merriam (red.), *Mosaic landscapes and ecological processes*, Chapman & Hall, London, IALE Studies in Landscape Ecology, 2, s. 1–26.
- 1999, *Toward a unified landscape ecology*, [w:] A. John, J.A. Wiens, M.R. Moss (red.), *Issues in Landscape Ecology*, IALE Fifth World Congress, Snowmass Village, Colorado, USA, s. 148–151.
- 1986, *Risunok landszafta*, Izd. Myśl Moskwa, 180 ss.
- Wilcove D., McLellan C.H., Dobson A.P., 1986, *Habitat fragmentation in the temperate zone*, [w:] M.E. Soule (red.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*, Sinauer Assoc., Sunderland, Mass., s. 237–356.
- Wilcox B.A., Murphy D.D., 1985, *Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction*, American Naturalist, 125, s. 879–887.
- Wilson E.O. (red.), 1988, *Biodiversity*, Natl. Acad. Press, Washington D.C.
- Wilson J.B., Gitay H., Steel J.B., King W.M., 1998, *Relative abundance distributions in plant communities: Effects of species richness and of spatial scale*, Journal of Vegetation Science, 9, 2, s. 213–220.
- Wilson S.D., Tilman D., 1991, *Interactive effects of fertilization and disturbance on community structure and resource availability in an old-field plant community*, Oecologia, 88, s. 61–71.
- With K.A., King A.W., 1997, *The use and misuse of neutral landscape models in ecology*, Oikos, 79, s. 219–229.
- Wolfram S., 1984, *Cellular automata as models of complexity*, Nature, 311, s. 419–424.
- Wrbka T., 1998, *Landscape Structure as Indicators for Sustainable Land Use? – A Case Study In Alpine and Lowland Landscapes in Austria*, Proceedings of the 1998 European Congress of the International Association for Landscape Ecology (IALE UK), Key Concepts in Landscape Ecology, 3–5 September 1998, Myerscough College, UK, s. 73–73
- Wu J., 2001, *Pattern and scale: The behavior of landscape metrics*, The Ecological Society of America, 86th Annual Meeting Madison, Wisconsin, August 5 – August 10, 2001, Abstracts, s. 239–240.
- Wu J.G., Vankat J.L., 1991, *An area-based model of species richness dynamics of forest islands*, Ecological-Modelling, 58, 1–4, s. 249–271.
- Xiao D.-N., Li X.-Z., 1999, *Core concepts of landscape ecology*, J. of Environmental Sciences, 11, 2, s. 131–135.
- Zomer R., Ustin S.L., Carpenter C.C., 2001, *Land Cover Change along Tropical and Subtropical Riparian Corridors within the Makalu Barun National Park and Conservation Area, Nepal*, Mountain Research and Development, 21, 2, s. 175–184.
- Zonneveld J.I.S., 1990, *Introduction to “Cultural aspects of landscape”*, First Inf. Conf. of the IALE Working group “Culture and Landscape”, Ed. H. Svobodova, Wageningen.

THE ASSESSMENT OF DIVERSITY OF LANDSCAPE ON THE BASIS OF ANALYSIS OF SPATIAL STRUCTURE OF VEGETATION

Summary

The present work is devoted to the analysis of the spatial structure of landscape, understood as the mosaic of patches. The concrete patches and their boundaries were distinguished on the basis of differentiation of actual vegetation. Models of correlational character were applied in the description of interdependencies between the structural features. The analyses conducted concerned six test areas ("KmPN", "Pińczów", "Tykocin", "Krasnystaw", "Świecie", "Wilga"), located in various parts of Poland.

The following problems were considered, in particular: (a) the degree of randomness of the spatial structure of landscape; (b) the influence of the degree of typological and spatial generalisation on the values of landscape metrics; (c) the interrelation between the various aspects of vegetation diversity at the landscape level; (d) the influence of the abiotic conditions and the anthropogenic influences on the level of diversity; (e) the influence of the small-surface associations on the floristic diversity of landscape; (f) the spatial ranges, in which a change takes place of the landscape metric values, characterising the repetitiveness and the type of distribution of associations in landscape.

The detailed results of the analyses and the conclusions therefrom are presented in the consecutive chapters of the elaboration. It turned possible to establish numerous relations of a general nature, independent, in principle, of the manner of distinguishing the basic units and the level of detail of the input material.

The starting point for the analysis of the degree of ordering of the landscape structure was the statement that many of the spatial characteristics of the actual landscapes do not differ significantly from the random characteristics (Gardner 1999). In order to verify this proposition the analysis was carried out of:

- the type of patches in the arbitrarily designated geometric cells of landscape,
- the values of the structural measures of individual patches, their types and the entire landscape,
- the mutual location of patches of the same type in space,
- the adjacency relations between the patches.

By generalising the results obtained one can state that the values of various metrics and indicators reflect separate kinds of ordering. In particular, it turned out that:

1. The decisive influence (in formal terms) on the appearance of a patch of a given type in a concrete place, and on its magnitude as well as shape, is exerted by the nature of the neighbouring places ("cells"). The impact from other factors causes that no single neutral model describes the reality in a sufficient way, while individual models, differing by the values of the correlation coefficients between the neighbouring cells, can be used to describe the selected features of landscape (e.g. the model with the coefficient of roughly 0.4 in case of the border length of the largest patch, or the model with coefficient of more than 0.7 for the shape index and the general number of boundaries).

2. The distribution of the magnitudes of surfaces and the circumferences of the patches of all the associations taken together is very clearly single-sloped and far from the normal distribution. In case, on the other hand, of the concrete types of associations the distribution of the magnitude of patches depends strongly upon their number: when the association is represented by a small number of patches, then the distribution is more often similar to the normal one, which is reflected through lower values of skewness and kurtosis.

3. The differentiation of the magnitudes of surfaces is influenced by the origins of associations and their anthropogenic deformation. There exists, namely, quite a weak dependence, according to which, given the same number of patches, the anthropogenic associations are characterised by a less single-slanted distribution of the magnitudes of surfaces in comparison with the natural and semi-natural associations.

4. The very high share of the small patches in the total number patches of associations of natural character, being largely the effect of fragmentation of the bigger uniform surfaces, is in agreement with the model of optimum spatial landscape structure of R.T.T. Forman (1995). This model allows for a high differentiation of the average magnitude of patches in the case of concrete associations and areas.

The above, and, it appears, the generally functioning, relations reflect only a small part of spatial regularities within landscape. A separate group of issues is constituted by the identification of connections defining the diversity of composition and configuration of the types of patches, treated as the fundamental elements of landscape. It was possible to establish on the basis of the multidirectional analysis that:

1. There is a distinct relation between the surface area occupied by a given habitat, and the number of substitute associations. This relation has a nonlinear character and points out to the division of the dynamic circles of associations into two groups. The first one is connected with the habitats occupying at least 5% of total surface on a given area. The circles of associations on such habitats are relatively richer in comparison with the associations of the second group, occupying smaller surfaces.

2. Of special interest is the joint impact of the magnitude of the surface occupied by the definite potential association, its humidity and fertility, on the number of substitute associations. It namely turns out that on the one hand, within the definite intervals of the surface area, the number of associations increases along with the increase of fertility, and on the other hand – it decreases with the increase of humidity.

3. On all the precisely analysed areas at least approximately 30% of the length of boundaries separates the patches differing simultaneously with respect to habitat and use. In case of the remaining length of boundaries the differences between the habitat and use impacts are small.

4. The analysed areas represent two different types of spatial configuration. The first of these types encompasses the areas of "Pińczów", "Tykocin", and "KmPN". It is characterised by the high values of the Interspersion and Juxtaposition Index (IJI) within the actual vegetation, and also high values of the same indicator for the potential vegetation. The second type (encompassing the test areas of "Wilga", "Świe-

cie”, and “Krasnystaw”) is characterised by the low values of the Interspersion and Juxtaposition Index (IJI) within the actual vegetation, which is proper for the landscapes, in which the patches of particular types border uniquely upon the patches of a low number of other types. Besides the differences in the values of the indicator of boundary differentiation between the groups mentioned above, other differences are observed as well. The areas belonging to the first type are characterised, in particular, by the lower values of the Contagion Index and of the Proximity Index, and by the higher ones – of the surface diversity of actual vegetation and spatial evenness index.

It should be emphasised that the regularities mentioned result from the analyses carried out on the basis of vector data (maps). This is of special importance, since the assessment of diversity of landscape on the basis of grid maps gives usually different results than the assessment done on the basis of vector maps. The vector model, based upon the distribution of concrete patches, is generally better than the grid model, describing the distribution of attributes (features) in the geometrical, arbitrarily designated cells of the grid. The grid image gives a much more random picture of the distribution of magnitudes of patches in comparison with the vector approach, though for the unit fields equal or smaller than the median of the patch surface (calculated on the basis of the vector map the most precise in the entire series of analyses) the divergences are not too big. On the other hand, for the bigger unit fields the differences are significant. One should also emphasise that the detailed analysis of the surface characteristics for the particular types of patches (landscape elements) shows that the differences between the grid and the vector maps do not have the predictable and systematic character.

The dependence of the value of landscape metrics on the initial resolution of the input data, demonstrated in the work, as well as existence of the magnitude thresholds of the minimum surface, at which a distinct change in the values of the indicators takes place, are the witness to the presence of different spatial scales for various associations, and in particular – the areas of different magnitude, on which the pattern of distribution of definite types of associations gets repeated. The repetitiveness of the schemes of distribution of patch centroids is conditioned by the differences in the abiotic environment – most often the setting of the large morphological forms (like in the case of the “KmPN” area) or the lithological diversity (in case of “Pińczów” area). It is worth emphasising that irrespective of the specific features of individual test areas, the minimum magnitude of the heterogeneous landscape units, within which the fundamental patterns of spatial structure are preserved, is on the average at least approximately 2 sq. km.

One of the most important problems is the correlation of the degree of fragmentation of the terrain with the general floristic richness of the area. The analyses conducted imply that the associations occupying small surfaces are on the average characterised by a low species richness (low alpha-diversity), but have a high contribution to the overall floristic diversity of the area (they significantly increase the gamma-diversity). Depending upon the specific properties of the area the contribution of this group of associations, occupying altogether not more than 5% of the test area, ranges between roughly 15% and 30% of the entire local flora. This regularity has a constant character and is independent both of the manner of distinguishing the

types of vegetation (the narrowly conceived local phytocenons or the aggregate groups of association types) and of the consideration (or not) of the rarely appearing species of the maximum coverage not exceeding 0.5%.

Attention should also be paid to the role of the associations having transitory character in the enhancement of the floristic richness of the region. It turns out, namely, that in the framework of a definite region the transitory associations (i.e. the dynamic development phases and the de- and re-generation stages) are the unique environment of life for a large group of the vascular plant species.

The role of the small-scale associations deserves a clear underlining also in the context of the frequently applied methods of indirect estimation of species diversity and selection of the areas, which ought to be protected, called jointly "gap analysis". The use of materials of low level of detail for this purpose may lead to a significant underestimation of the species diversity and distinct errors in the determination of reaches of individual species.

The studies to date and the models analysed unambiguously imply a clear influence of the habitat differentiation, land use, and the general level of synantropisation, on the typological diversity of landscape. The dependencies are most often represented with the help of a set of indicators. Each of them characterises a different aspect of the overall diversity of the given territory. Although the values of the indicators are mutually connected, they do not replace, but rather complement each other. Taking into account the need of minimising the set of indicators characterising the landscape structure (Garrabou et al. 1998), it can be assumed that for the purpose of linking the diversity of the actual vegetation with the habitat diversification (expressed in terms of potential vegetation) two measures suffice: the diversity of the actual vegetation $H(P)$ and the indicator $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$. In their joint interpretation four basic variants are possible, describing various types of spatial structures:

(a) high value of $H(P)$ and high value of $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ appear in the case of high habitat differentiation, with each of the habitats characterised by a high diversity of actual vegetation, which means (in the majority of situations) a strong fragmentation of the habitat areas, the differentiated anthropogenic pressure, and the various land use forms;

(b) low $H(P)$ and $1 - [H(E)/H(E,P)]$ also low appear in the case of small habitat differentiation (in the extreme case – within the entire micro-landscape there exists only one type of potential vegetation), with the habitat areas occupied by a limited number of types of plant associations, which means a very low degree of fragmentation of the area and a low differentiation of the land use forms;

(c) high $H(P)$ and low $1 - [H(E)/H(E,P)]$ appear in the case of strong habitat differentiation, with each of the habitats occupied by a small number of plant associations (most often featuring low degree of fragmentation of the actual vegetation), which is equivalent to relatively small individual habitat areas and the land use distinctly specific with respect to the types of habitats;

(d) low $H(P)$ and high $1 - [H(E)/H(E,P)]$ appear in the case of a low habitat differentiation (in the extreme situation there is only one type of potential vegetation

within the entire micro-landscape), with the habitat areas occupied by numerous types of plant associations, which signifies a relatively high diversification of the land use forms in conditions of different (both high and low) degrees of area fragmentation.

For practical reasons, and first of all for purposes of the large-area monitoring (Eiden et al. 2000), it is important to identify the dependencies existing between the diversity of land use and the diversity of the actual vegetation. The detailed analyses demonstrated that on the test areas considered a linear relation between these characteristics is observed. The identified relations are statistically significant, but the correlation coefficients attain quite different values, and depend upon the character of the terrain, and first of all – upon its habitat diversification. It appears that the linear relation identified reflects the true linkages existing within the landscape in only a rough approximation. It namely turned out that with respect to the individual habitats, analysed separately, the relation between the diversity of land cover and the diversity of the actual vegetation is better described by a quadratic than by a linear form. It should also be emphasised that various groups of habitats react differently to the differentiation of the land cover. Thus, on three types of habitats, corresponding to the following potential associations: *Salici-Populetum*, *Quercus roboris-Pinetum*, and *Tilio-Carpinetum*, the maximum values of diversity of actual vegetation appear in the case of average diversity of land cover. On the other hand, in case of the habitat corresponding to *Ficario-Ulmetum* the actual vegetation is maximally differentiated for the low values of this indicator.

The analysis conducted indicate clearly that the approach based on the assessment of diversity of the land cover and land use, promoted by EUROSTAT and the European Environmental Agency (*From Land cover ... 2000*) has only a limited significance and should be recommended neither for the studies on the detailed scales nor for the assessment of spatial structures of landscape units over time.

Each of the areas analysed is characterised by a specific setting and the surface shares of habitats, as well as the degree of their fragmentation, which, of course, has an impact in terms of the differences between the parameters of the function describing the relation between synantropisation and diversity. In spite of this, it is possible to indicate the following general regularities, appearing on all the areas analysed:

1. A distinct maximum of diversity is observed (of both the land cover and the actual vegetation) for the values of synantropisation contained in the interval between 1.2 and 1.7.
2. The maximum for the diversity of actual vegetation occurs for the lower values of the synantropisation indicator in comparison with the maximum for the diversity of the land cover.
3. The rate of growth of the analysed components of diversity is high for the low values of synantropisation, while a further increase of synantropisation brings about a slow decrease of the diversity indicators. It should be emphasised that this regularity is most pronounced in the case of diversity of actual vegetation.
4. The rapid increase of the diversity indicator and the high degree of scatter of its values for the very low values of the synantropisation index suggest that the synantropisation yardstick used in the analyses differentiates poorly the areas with

vegetation having the character similar to the natural one, while it reflects well the differentiation in the case of areas with domination of semi-natural or synantropic vegetation.

The above regularities are being observed not only with respect to the particular test areas, but also for all the areas put together. The comparison of the above results with the data obtained before (Solon 1995) clearly demonstrates that the principle of maximisation of diversity for a mean level of synantropisation has a general character and is valid equally with regard to individual habitats, local complexes of phytocoenoses, plant micro-landscapes, and the administrative units, and this yet irrespective of the fact whether the synantropisation is defined with the help of the share of the overbuilt area, the number of inhabitants, the various measures resulting from the information theory, or with other indicators.

The results presented in the work prove that the spatial structure of landscape is characterised by the so-called deterministic chaos, that is, the pseudo-random variability (see, e.g., Phillips et al., 1996), caused by the overlapping influence of numerous biotic, abiotic and anthropogenic factors, each of which has an own spatial dimension and the scale of influence. Hence, solely the multifaceted and systematic analysis of the individual components of the landscape composition and configuration provides a chance for the uncovering and description the existing structural dependencies. In this, it appears that the landscape composition is first of all due to the differentiation of the biotic and abiotic spheres, while the spatial configuration is primarily controlled by the anthropogenic impact.

The concrete values of the indicators characterising the individual structural properties of particular landscapes depend to a large extent upon the degree of detail of the source data. That is why broader comparisons and assessments concerning different landscapes or various time instants should result – similarly as this was done in the study reported – from the analysis of relations between the indicators, and not from the analysis of values of the very indicators.

It has been emphasised already several times over that this work has primarily the theoretical and cognitive character. Yet, the results provided can also have practical significance. In this context, three potential directions of applications can be proposed, namely: (a) landscape monitoring, and in particular – formulation of the set of indicators and of their interpretation; (b) assessment of the degree of sustainability of development; (c) spatial planning at the local and regional levels.

Translated by Jan W. Owsinski

Adres autora:

Jerzy Solon

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e.mail: j.solon@twarda.pan.pl

DODATEK

Zróźnicowanie roślinności na zbiorowiska roślinne i ich kompleksy przestrzenne stanowi treść wykorzystanych w pracy map fitosocjologicznych. Zróźnicowanie to przedstawiono je za pomocą kartograficznych jednostek roślinności. Zgodnie z definicją J. Falińskiego (1990) kartograficzna jednostka roślinności jest to typ zbiorowiska (lub kompleksu) bez względu na jego rangę systematyczną i sposób wyodrębnienia, przedstawiany na mapie jednym znakiem umownym. Autor ten (op. cit.) wyróżnia trzy podstawowe rodzaje jednostek kartograficznych:

(a) proste – czyli płaty roślinności o podobnej randze systematycznej;

(b) zbiorcze – grupujące płaty roślinności zbliżone pod względem charakteru, ale zajmujące tak małą powierzchnię, że nie można przedstawić ich samodzielnie w skali opracowania i muszą być ujęte łącznie;

(c) złożone (kompleksowe) – łączące płaty o różnym charakterze, dynamice i pochodzeniu, występujące w bezpośrednim kontakcie i zależne od warunków otoczenia.

W zależności od skali opracowania jednostki proste i zbiorcze również mogą być niejednorodne wewnątrz. Zwrócił na to uwagę P. Seibert (1974), który wprowadził pojęcie kompleksu dominacyjnego. Taki kompleks obejmuje zgrupowanie jednego zbiorowiska dominującego powierzchniowo i towarzyszących mu zbiorowisk drobno powierzchniowych. Przykładem może tu być dobrze zdefiniowane zbiorowisko leśne, któremu towarzyszą przecinające go drogi oraz zbiorowiska okrajkowe. W rzeczywistości, w sposób jawny lub ukryty, prawie każda fitocenochora przedstawiona na mapie w dowolnej skali nie odpowiada pojedynczemu zbiorowisku lecz kompleksowi dominacyjnemu.

Wszystkie kartograficzne jednostki roślinności zastosowane przy tworzeniu map obszarów testowych można połączyć w dwie grupy. Pierwsza obejmuje kompleksy dominacyjne, a druga – wielocłonowe kompleksy mozaikowe. Wielocłonowy kompleks mozaikowy charakteryzuje się powtarzalnym układem wielu drobno powierzchniowych fitocenochor różnych typów, występujących na tym samym siedlisku i powiązanych ze sobą zależnościami dynamicznymi i/lub rodzajem oddziaływania antropogenicznego. Często brak tu zdecydowanego dominanta powierzchniowego, a jeśli jest – to zbiorowisko subdominujące zajmuje co najmniej 20% powierzchni.

Niżej przedstawiono w postaci skrótowej fitosocjologiczną treść jednostek kartograficznych. Tam gdzie było to niezbędne przedstawiono również obecnie zajmowane miejsce w systemie syntaksonomicznym według W. Matuszkiewicza (2001).

Kompleksy dominacyjne

Lasy i zarośla

Lasy iglaste i mieszane

Cladonio-Pinetum (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy boru suchego *Cladonio-Pinetum* Juraszek 1927.

Leucobryo-Pinetum (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różne fazy dynamiczne i różne postaci ekologiczne suboceanicznego boru sosnowego *Leucobryo-Pinetum* Mat. (1962) 1973. W szczególności

ści jako odrębne jednostki kartograficzne uwzględniono: na obszarach KmPN i Wilga – wariant typowy oraz wilgotny wariant z *Molinia*; na obszarze Pińczów – wariant z *Festuca psammophila* i *Betula pendula* (z drzewostanem brzoźowym), wariant z *Festuca psammophila* i *Pinus silvestris* (czyli wariant typowy) oraz wariant z *Rubus plicatus* (z dużym udziałem jeżyn).

Molinio-Pinetum (występowanie – KmPN, Pińczów) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy boru wilgotnego *Molinio-Pinetum* J. Mat. 1973.

Następujące jednostki kartograficzne: las nieoznaczony (drągowina sosnowa), las nieoznaczony (młodnik sosnowy), ***Dicrano-Pinion*** (miodniki sosnowe), Zbiorowiska nieokreślone ze związku *Dicrano-Pinion*, młodnik sosnowy *Dicrano-Pinion*, występujące na różnych poligonach, obejmują monokultury sosnowe w różnych fazach wzrostu, reprezentujące niewątpliwie postaci regeneracyjne zbiorowisk borowych ze związku *Dicrano-Pinion*, ale o ubogim składzie florystycznym, uniemożliwiającym bliższą identyfikację syntaksonomiczną.

Peucedano-Pinetum (występowanie – Tykocin, KmPN) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy subkontynentalnego boru świeżego *Peucedano-Pinetum* Mat. (1962) 1973.

Quercu (roboris)-Pinetum molinietosum (występowanie – Tykocin, KmPN, Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy wilgotnego (trzęślicowego) podzespołu środkowopolskiego boru mieszanego sosnowo-dębowego *Quercu roboris-Pinetum* J. Mat. 1981 *molinietosum*.

Quercu (roboris)-Pinetum typicum (występowanie – Świecie, Tykocin, Wilga, KmPN, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy typowego i leszczynowego podzespołu środkowopolskiego boru mieszanego sosnowo-dębowego *Quercu roboris-Pinetum* J. Mat. 1981 *typicum et coryletosum*. Na poligonie „Krasnystaw”, jako oddzielnie jednostki kartograficzne uwzględniono cztery postaci boru mieszanego: dobrze wykształconą, młodniki sosnowe, z dominacją brzoź (*Quercu-Pinetum*, postać z *Betula*) oraz postać z bzami i jeżynami (*Quercu-Pinetum*, z *Sambucus* i *Rubus*).

Serratulo-Pinetum (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy subborealnego boru mieszanego *Serratulo-Pinetum* J. Mat. 1988.

Vaccinio uliginosi-Pinetum (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy boru bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929.

Zbiorowisko *Larix decidua-Astragalus glycyphyllos* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z drzewostanem modrzewiowym i runem budowanym przez gatunki murawowe i okrajkowe.

Zbiorowisko *Larix decidua-Knautia arvensis* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z drzewostanem modrzewiowym i runem budowanym przez gatunki łąkowe.

Zbiorowisko *Pinus silvestris-Adonis vernalis* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z drzewostanem sosnowym i runem budowanym przez liczne gatunki muraw kserotermicznych.

Lasy i zarośla liściaste oraz zbiorowiska porębowe

Circaeo-Alnetum (występowanie – Świecie, KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy reprezentujące różne postaci łągu olszowo-jesionowego. *Circaeo-Alnetum* Oberd. 1953. Na poligonie „Krasnystaw” wyróżniono oddzielnie postać dojrzałą i postać młodocianą.

Epilobio-Senecionetum silvatici (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty różnych faz rozwojowych zespołu określanego obecnie nazwą *Senecioni silvatici-Epilobietum angustifolii* (Hueck 1931) R.Tx. 1950.

Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje fitocenozy śledziennicowego podzespołu łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum campestris* Knapp 1942 em. J. Mat. 1976 *chrysosplenietosum*.

Ficario-Ulmetum typicum (występowanie – Świecie, KmPN, Wilga, Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy reprezentujące różne postaci rozwojowe typowego podzespołu łągu wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum campestris* Knapp 1942 em. J. Mat. 1976 *typicum*.

Las nieoznaczony (występowanie – Świecie, Krasnystaw) – grupa jednostek obejmuje sztuczne lub półnaturalne lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z drzewostanem sadzonym lub spontanicznym w różnych klasach wiekowych. Na poligonie „Świecie” wyróżniono trzy odrębne jednostki kartograficzne lasów nieoznaczonych (z drzewostanem olchowym, osikowym i topolowym), natomiast na poligonie „Krasnystaw” – cztery jednostki (z drzewostanem brzoźowo-osikowym, sosnowo-brzoźowym, drągownicy sosnowe oraz młodniki sosnowe).

Potentillo albae-Quercetum (występowanie – KmPN, Wilga) – jednostka obejmuje płaty świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933.

Prunion fruticosae (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy z dominacją wisienki stepowej.

Pruno-Crataegetum (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różne postaci zarośli tarninowych, identyfikowanych obecnie z zespołem *Rubo fruticosi-Prunetum spinosae* Web. 1974 n.inv. Wittig 1976. Na poligonie „Pińczów”, jako oddzielne jednostki kartograficzne wyróżniono wariant z rzepikiem pospolitym (*Agrimonia eupatoria*) i wariant z wiechliną gajową (*Poa nemoralis*).

Rhamno-Prunetea (występowanie – Świecie) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy dwóch zespołów: zarośli tarninowych *Rubo fruticosi-Prunetum spinosae* Web. 1974 n.inv. Wittig 1976 oraz głogowo-dereniowych *Rhamno-Cornetum sanguinei* (Kais. 1930) Pass. (1957)1962.

Ribo (nigri)-Alnetum (występowanie – Świecie, Tykocin, KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy olsu porzeczkowego *Ribo nigri-Alnetum* Sol.-Górn. 1975. Na poligonie „Tykocin” wyróżniono następujące, odrębne jednostki kartograficzne: postać zdegradowaną, postać podsuszoną oraz zbiorowisko przejściowe między olsem *Ribo nigri-Alnetum* i łągiem *Circaeo-Alnetum*.

Robinietum (występowanie – Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje sztuczne lub półnaturalne lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z dominacją grochodrzewiu *Robinia pseudacacia*.

Rubo-Salicetum (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje porębowe zarośla wierzby iwy *Epilobio-Salicetum capreae* Oberd. 1957.

Salicetum pentandro-cinereae (występowanie – Świecie, Tykocin, KmPN, Wiga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różnie wykształcone zarośla łozowe *Salicetum pentandro-cinereae* (Almq. 1929) Pass. 1961.

Salicetum triandro-viminalis (występowanie – Świecie, Tykocin, KmPN, Wiga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis* Lohm. 1952.

Salici-Populetum (występowanie – Świecie, Tykocin, KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy łągi topolowo-wierzbowego, ujmowanego szeroko jako zespół *Salici-Populetum* (R. Tx. 1931) Meijer Drees 1936, przy czym na poligonach „Tykocin” i „Krasnystaw” występują jedynie postaci zdegradowane.

Sambuco-Salicion (występowanie – KmPN, Wilga, Pińczów) – jednostka obejmuje różne krzewiaste zbiorowiska porębowe, najczęściej reprezentujące zespoły z dominacją maliny *Rubetum idaei* Pfeiff. 1936 em. Oberd. 1973 oraz zarośla wierzby iwy *Epilobio-Salicetum capreae* Oberd. 1957.

Sphagno-Alnetum (występowanie – Tykocin, KmPN) – jednostka obejmuje różnie wykształcone fitocenozy olsu torfowcowego *Sphagno-Alnetum* Sol.-Gór. 1975.

Tilio-Carpinetum (występowanie – Świecie, Tykocin, KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy reprezentujące różne fazy rozwojowe oraz postaci wilgotnościowe i żyznościowe lasu dębowo-grabowego (grądu) *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962. Na poszczególnych poligonach wyróżniano jako samodzielne jednostki kartograficzne różne postaci grądu. Na poligonie „KmPN”: postaci wilgotne oraz postaci świeże i suche; na poligonie „Wilga” postać typową, wilgotną i ubogą; na poligonie „Krasnystaw” postaci: degeneracyjną z modrzewiem, regeneracyjną z młodą sosną, regeneracyjną z młodym grabem, zdegradowaną, typową, wilgotną oraz wybitnie suchą; na poligonie „Pińczów” wariant regeneracyjny, wariant z głogiem *Crategus monogyna* oraz wariant z czworolistem *Paris quadrifolia*.

Violo-Ulmetum (występowanie – Świecie) – jednostka obejmuje fitocenozy lasu łągowego z dominacją wiązu polnego, występującego w suchych rozcięciach erzyjnych na krawędzi doliny. W runie, obok znoszących zacienienie gatunków typowo łągowych, występują także gatunki światłolubne.

Zb. z klasy *Quercu-Fagetea* z dominacją *Alnus glutinosa* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje lasy olchowe powstałe na miejscu silnie przesuszonych olsów i łągów o nieustabilizowanym składzie gatunkowym i niejasnych tendencjach dynamicznych.

Zb. z klasy *Quercu-Fagetea* z dominacją *Pinus sylvestris* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje drzewostany sosnowe zróżnicowane wiekowo, posadzone na miejscu zbiorowisk grądowych, o bardzo ubogim składzie gatunkowym.

Zb. z klasy *Quercu-Fagetea* z dominacją *Quercus rubra* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje drzewostany budowane przez dąb czerwony (*Quercus rubra*), a zbiorowisko jest ubogie w gatunki runa.

Zbiorowisko *Acer platanoides-Brachypodium pinnatum* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z dominacją w runie kłosownicy pierzastej.

Zbiorowisko *Alnus glutinosa-Urtica dioica* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z dominacją olchy w drzewostanie i gatunków ruderalnych w runie.

Zbiorowisko *Corylus avellana-Fragaria vesca* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje zarośla leszczynowe, będące fazą regeneracji łąk.

Zbiorowisko *Quercus petraea-Melittis melissophyllum* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy lasu z dominacją dębu bezszypułkowego (*Quercus petraea*) i dużym udziałem miodownika melisowatego (*Melittis melissophyllum*) w runie, o składzie gatunkowym zbliżonym z jednej strony do *Potentillo albae-Quercetum*, a z drugiej do *Tilio-Carpinetum*.

Zbiorowisko przejściowe między *Salicetum triandro-viminalis* i *Salicetum pentandro-cinereae* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje fitocenozy położone nad wilgotnymi i mokrymi pozostałościami starorzeczy w zmeliorowanej centralnej części doliny. Charakteryzuje się obecnością gatunków wierzb właściwych zarówno dla zarośli wiklinowych, jak i dla łąk z udziałem gatunków zbiorowisk bagiennych klasy *Phragmitetea*.

Zbiorowisko *Robinia pseudacacia-Bromus secalinus* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje lasy nieoznaczone pod względem geobotanicznym, z drzewostanem budowanym przez grochodrzew *Robinia pseudacacia* i gatunkami azotolubnymi w runie.

Zbiorowisko z *Rubus plicatus* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje zarośla jeżyny fałdowanej, być może reprezentujące zespół *Frangulo-Rubetum plicati* Neum. in R.Tx. 1952. em. Oberd. 1983.

Roślinność nieleśna

Zbiorowiska szuwarów, turzycowisk i torfowisk

Caricetum acutiformis (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płyty zbiorowiska turzycy błotnej *Caricetum acutiformis* Sauer 1937.

Caricetum elatae (występowanie – Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płyty zbiorowiska turzycy sztywnej *Caricetum elatae* Koch 1926.

Caricetum gracilis (występowanie – Tykocin, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różne postaci bardzo zmiennego zbiorowiska turzycy zaostrej *Caricetum gracilis* (Graebn. Et Hueck 1931) R.Tx. 1937. Na poligonie „Pińczów” jako odrębne jednostki kartograficzne wyróżniono, obok postaci typowej (*C.g. typicum*), postać z udziałem gatunków torfowisk niskich (*C.g. caricetosum nigrae*) oraz postać z dużym udziałem trzciny (*C.g. phragmitetosum*).

Caricetum paniculatae (występowanie – Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płyty zbiorowiska z turzycą prosową *Caricetum paniculatae* Wangerin 1916.

Caricetum ripariae (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płyty zbiorowiska turzycy brzegowej *Caricetum ripariae* Soó 1928.

Caricetum rostratae (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płyty zbiorowiska z turzycą dzióbkową *Caricetum rostratae* Rubel 1912.

Carici-Agrostietum caninae (występowanie – KmPN, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płyty kwaśnych młak niskoturzycowych o różnym stopniu wykształcenia.

Eleocharitetum palustris (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje luźne skupienia ponikła błotnego, reprezentujące zespół *Eleocharitetum palustris* Sennikov 1919.

Glycerietum maximae (występowanie – Tykocin, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płyty szuwaru mannowego *Glycerietum maximae* Hu-eck 1931.

Magnocaricion (występowanie – Świecie, KmPN) – jednostka obejmuje płyty wszystkich zbiorowisk szuwarów wielkoturzycowych, zaliczanych do związku *Magnocaricion* Koch 1926.

Magnocaricion kadłubowy (występowanie – Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje płyty fragmentarycznie wykształconych zbiorowisk szuwarów wielkoturzycowych, nie dające się jednoznacznie zidentyfikować z żadnym zespołem związku *Magnocaricion* Koch 1926.

Phalaridetum arundinaceae (występowanie – Tykocin, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płyty różnie wykształconego szuwaru mozgowego *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931.

Phragmitetum (występowanie – Tykocin, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różne postaci bardzo zmiennego zbiorowiska wysokiego szuwaru trzcinowego *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939. Na poligonie „Tykocin” jako oddzielne jednostki kartograficzne wyróżniono postać bagienną (dobrze wykształconą) oraz postać przesuszoną. Natomiast na poligonie „Krasnystaw” wyróżniono trzy postaci: *Phragmitetum* dobrze wykształcone, *Phragmitetum* przesuszone z gatunkami wilgotnych łąk z rzędu *Molinietalia* oraz *Phragmitetum* przesuszone, z udziałem gatunków ruderalnych związanych ze zbiorowiskami związku *Arction lappae*.

Phragmition (występowanie – Świecie, KmPN) – jednostka obejmuje płyty wszystkich zbiorowisk szuwarów właściwych, zaliczanych do związku *Phragmition* Koch 1926.

Scheuchzerietalia palustris (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje fragmentarycznie wykształcone płyty różnych zbiorowisk torfowisk przejściowych rzędu *Scheuchzerietalia palustris* Nordh. 1937.

Scirpetum lacustris (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje płyty szuwaru oczeretowego *Scirpetum lacustris* (Allorge 1922) Chouard 1924.

Scirpetum tabaernemontani (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje niewielkie zgrupowania oczeretu Tabernemontana, reprezentujące najprawdopodobniej kadłubowe postaci zespołu *Scirpetum maritimi* (Br.-Bl. 1931) R.Tx. 1937.

Sparganio-Glycerietum fluitantis (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje płyty niskiego szuwaru manny jadalnej *Sparganio-Glycerietum fluitantis* Br.-Bl. 1925 n.n.

Thelypteridi-Phragmitetum (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje płyty zbiorowiska zachylnika błotnego i trzciny *Thelypteridi-Phragmitetum* Kuiper 1957.

Typhetum angustifoliae (występowanie – Tykocin, Wilga) – jednostka obejmuje różnie wykształcone płyty szuwaru wąskopałkowego *Typhetum angustifoliae* (Allorge 1922) Soó 1927.

Typhetum angustifoliae oraz *Typhetum latifoliae* (występowanie – Pińczów) – jednostka zbiorcza, obejmuje łącznie różnej wielkości płaty szuwaru wąskopalkowego i szerokopalkowego.

Typhetum latifoliae (występowanie – Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje różnie wykształcone płaty szuwaru szerokopalkowego *Typhetum latifoliae* Soó 1927.

zbiorowisko *Eriphorum latifolium-Carex dioica* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty torfowisk niskich na podłożu obojętnym lub słabo zasadowym; charakteryzuje się obfitym występowaniem gatunków właściwych dla zespołów związku *Caricion davallianae* Klika 1934.

Zbiorowisko kadlubowe z rzędu *Phragmitetalia* postać z dominacją *Calamagrostis neglecta* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płaty nie dających się bliżej określić zbiorowisk szuwarowych z dominacją trzcinnika prostego.

Zbiorowisko kadlubowe z rzędu *Phragmitetalia* postać z dominacją *Carex hudsoni* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płaty nie dających się bliżej określić zbiorowisk szuwarowych z udziałem kęp turzycy sztywnej.

Zbiorowisko kadlubowe z rzędu *Phragmitetalia* postać łąkowa (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płaty przesuszonych i nie dających się bliżej określić zbiorowisk szuwarowych z licznym udziałem gatunków łąkowych.

Zbiorowisko pośrednie między *Caricetum gracilis* i *Glycerietum maximae* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płaty dynamicznych postaci rozwojowych szuwarów i turzycowisk, ze współdominacją turzycy zaostrojonej i manny mielec.

Zbiorowisko pośrednie między *Caricetum ripariae* i *Caricetum gracilis* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płaty dynamicznych postaci rozwojowych szuwarów i turzycowisk, ze współdominacją turzycy brzegowej i turzycy zaostrojonej.

Murawy piaskowe, wrzosowiska i zbiorowiska zbliżone

Arctostaphylo-Callunetum (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje słabo wykształcone płaty wrzosowiska mącznicowego *Arctostaphylo-Callunetum* R. Tx. et Prsg 1940.

Armerion (występowanie – Świecie, KmPN, Wilga) – jednostka obejmuje różne środkowoeuropejskie murawy z kostrzewą owczą, obecnie (Matuszkiewicz W. 2001) zaliczane do związku *Vicio lathyroidis-Potentillion argenteae* Brzeg in Brzeg et M. Wojt. 1996, w tym głównie zespół zawciągu *Diantho-Armerietum* Krausch 1959.

Calluno-Ulicetalia z *Molinia caerulea* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych wrzosowisk z udziałem trzęślicy modrej.

Calluno-Ulicetalia z *Salix arenaria* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty wrzosowisk z udziałem wierzby piaskowej.

Calluno-Ulicetalia z *Sarothamnus scoparius* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty wrzosowisk z dominacją żarnowca.

Diantho-Armerietum (występowanie – Tykocin, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różne fazy rozwojowe zespołu zawciągu *Diantho-Armerietum* Krausch 1959. Na poligonie „Tykocin” jako oddzielne jednostki kartograficzne wyróżniono: postać z trzcinnikiem piaskowym (*Calamagrostis epigejos*), postać łąkową z większym udziałem gatunków związanych ze zbiorowiskami klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz postać kadlubową, bardzo ubogą florystycznie.

Festuco psammophilae-Koelerietum glaucae (występowanie – KmPN, Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy zespołu kostrzewy piaskowej i strzępicy sinej *Festuco psammophilae-Koelerietum glaucae* Klika 1931.

Festuco-Sedetalia kadłubowe (występowanie – KmPN, Krasnystaw) – jednostka obejmuje nie dające się bliżej zidentyfikować płaty muraw piaskowych, w których składzie występują gatunki związane ze zbiorowiskami klasy *Koelerio-Corynephoretea*.

Nardo-Callunetea (występowanie – Wilga) – jednostka obejmuje płaty reprezentujące różne zespoły wrzosowiskowe, głównie ze związku *Violion caninae* Schwick. 1944.

Nardo-Galion saxatilis (występowanie – KmPN, Pińczów) – jednostka obejmuje płaty z dominacją bliźniczki psiej trawki (*Nardus stricta*) i wrzosu (*Calluna vulgaris*) reprezentujące najprawdopodobniej fragmenty zespołu *Polygalo-Nardetum* Prsg 1953 ze związku *Violion caninae* Schwick. 1944.

Sedo-Scleranthetea i młoda sosna (występowanie – Wilga) – jednostka obejmuje nie dające się bliżej zidentyfikować fitocenozy muraw piaskowych, na których występują luźno rozmieszczone młode osobniki sosny zwyczajnej, zajmujące nie więcej niż 30% powierzchni płatu. W składzie gatunkowym przeważają gatunki związane ze zbiorowiskami klasy *Koelerio-Corynephoretea*.

Spergulo-Corynephoretum (występowanie – Tykocin, KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje różne fazy rozwojowe zbiorowisk zespołu szczotliczy siwej *Spergulo vernalis-Corynephoretum* (R. Tx. 1928) Libb. 1933. Na poligonie „Tykocin” jako oddzielne jednostki kartograficzne wyróżniono postaci: (a) z bliźniczką (*Nardus stricta*), (b) z trzcinikiem piaskowym (*Calamagrostis epigejos*) oraz (c) typową.

Zbiorowisko *Eryngium planum-Calamagrostis epigejos* (występowanie – Świecie) – jednostka obejmuje zbiorowiska suchych muraw (pastwisk) na terenach zalewnych dolin rzecznych z udziałem takich gatunków jak mikołajek płaskolistny (*Eryngium planum*) i trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos*), pod względem składu zbliżone z jednej strony do muraw piaskowych zaliczanych obecnie (Matuszkiewicz W. 2001) do klasy *Koelerio-Corynephoretea*, z drugiej do związku *Agropyro-Rumicion crispi*, a z trzeciej – do zbiorowisk synantropijnych z klasy *Artemisietea*.

Zbiorowisko z *Calamagrostis epigejos* (występowanie – Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje fitocenozy z bezwzględną dominacją trzcinnika piaskowego i z różnym udziałem gatunków muraw piaskowych, nie dające się utożsamić z żadnym zespołem.

Zbiorowisko z dominacją *Calamagrostis epigejos* i *Salix rosmarinifolia* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje fitocenozy zbiorowiska z dominacją trzcinnika piaskowego i wierzby rokity, występujące na przesuszonych piaskach w dolinie Narwi.

Murawy kserotermiczne

Festuco-Brometea (występowanie – Świecie) – jednostka obejmuje płaty fragmentarycznie wykształconych zbiorowisk reprezentujących klasę *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et R.Tx. 1943.

Inuletum ensifoliae (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty bogatych florystycznie muraw z dużym udziałem omanu wąskolistnego, należące do

zespołu *Inuletum ensifoliae* Kozł. 1925. Jako oddzielne jednostki kartograficzne uwzględniono: wariant z dużym udziałem kłosownicy pierzastej *Brachypodium pinnatum* oraz potraktowane łącznie wariant typowy i wariant z dużym udziałem żebrzycy rocznej *Seseli annuum*

Koelerio-Festucetum sulcatae (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty murawy kserotermicznej z panującą kostrzewą bruzdkowaną, reprezentujące zespół *Koelerio-Festucetum rupicolae* Kornaś 1952.

Seslerio-Scorzoneretum (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty murawy kserotermicznej z panującą seslerią błotna, reprezentujące zespół *Seslerio-Scorzoneretum purpureae* Kozł. 1927 em. Medw.-Korn. 1959.

Sisymbrio-Stipetum capillatae (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty muraw ośnicowych zespołu *Sisymbrio-Stipetum capillatae* (Dziub. 1925) Medw.-Korn. 1959.

Thalictro-Salvietum pratensis (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty muraw kserotermicznych z licznym udziałem szałwi łąkowej, reprezentujące zespół *Thalictro-Salvietum pratensis* Medw.-Korn. 1959.

Zbiorowisko *Brachypodium pinnatum-Adonis vernalis* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty zdegradowanych muraw kserotermicznych, z dużym udziałem kłosownicy pierzastej i gatunków charakterystycznych różnych zespołów związku *Cirsio-Brachypodium pinnati* Hadac et Klika 1944 em. Krausch 1961.

Zbiorowisko kadłubowe ze związku *Cirsio-Brachypodium pinnati* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty wtórnych muraw kserotermicznych, z dominacją kłosownicy pierzastej i o bardzo ubogim składzie gatunkowym, nie dające się zidentyfikować z żadnym zespołem związku *Cirsio-Brachypodium pinnati* Hadac et Klika 1944 em. Krausch 1961.

Łąki, pastwiska i zbiorowiska do nich zbliżone

Arrhenatheretum (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – grupa jednostek obejmujących płaty owsicowych łąk świeżych, reprezentujących różne postaci ekologiczne i gospodarcze zespołu *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. Ex Scherr. 1925. Na poligonie „Krasnystaw” jako oddzielne jednostki kartograficzne wyróżniono cztery postaci zbiorowiska: (a) dobrze wykształconą, (b) o uproszczonym składzie gatunkowym z dominacją kupkówki pospolitej *Dactylis glomerata*, (c) z elementami *Festuco-Brometea*, czyli z udziałem gatunków muraw kserotermicznych, (d) z elementami *Sedo-Scleranthetea*, czyli z udziałem gatunków muraw piaskowych klasy *Koelerio-Corynephoretea*. Na poligonie „Pińczów” wyróżniono trzy oddzielne jednostki: (a) *Arrhenatheretum typicum*, czyli postać typową, (b) *A. centauretosum rhenanii*, czyli postać z dużym udziałem chabra nadreńskiego, (c) *A. plantaginetosum mediae*, czyli postać z dużym udziałem gatunków muraw kserotermicznych.

Arrhenatherion (występowanie – Świecie, KmPN, Wilga) – jednostka obejmuje płaty różnie wykształconych łąk świeżych, reprezentujących związek *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) Koch 1926. Na poligonie „KmPN” wyróżniono jako oddzielne jednostki kartograficzne 5 kategorii, nie dających się jednoznacznie utożsamić z żadnym zespołem: (a) *Arrhenatherion* kadłubowy, o bardzo uproszczonym składzie gatunkowym, (b) z dominacją *Cirsium arvense*, obejmujący łąki silnie zachwaszczone, (c) z *Armeria elongata*, charakteryzujący się masowym występo-

waniem zawciągu pospolitego, (d) z dominacją *Deschampsia caespitosa*, występujący na miejscach wilgotniejszych, (e) z elementami *Sedo-Scleranthetea*, obejmujący płaty charakteryzujące się licznym udziałem gatunków właściwych dla muraw piaszkowych. Na poligonie „Wilga” wyróżniono trzy dodatkowe jednostki kartograficzne: (a) z elementami *Festuco-Brometea*, obejmuje płaty z udziałem gatunków muraw kserotermicznych, (b) z elementami *Sedo-Scleranthetea*, obejmuje płaty charakteryzujące się licznym udziałem gatunków właściwych dla muraw piaszkowych, (c) z *Salix*, obejmuje powierzchnie łąk świeżych w początkowych stadiach zarastania pojedynczymi drzewami i krzewami.

***Bidention* (występowanie – KmPN)** – jednostka obejmuje płaty różnych zbiorowisk terofitów występujących na wysychających łatach mulistych brzegach zbiorników wodnych i reprezentujących związek *Bidention tripartiti* Nordh. 1940

***Calthion* (występowanie – Świecie)** – jednostka obejmuje wszystkie wilgotne łąki, niezależnie od ich zróżnicowania ekologicznego i użytkowego, reprezentujące rząd *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926.

***Calthion* kadlubowy (występowanie – KmPN, Wilga)** – jednostka obejmuje różne fazy odkształcenia zbiorowisk ze związku *Calthion palustris* R.Tx. 1936 em. Oberd. 1957, nie dające się jednoznacznie utożsamić z żadnym zespołem

***Calthion* z *Deschampsia caespitosa* (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw)** – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk z dominacją śmiałka darniowego. W składzie gatunkowym przeważają gatunki charakterystyczne związku *Calthion* R.Tx. 1936 em. Oberd. 1957 nad gatunkami charakterystycznymi związku *Molinion* W. Koch 1926.

***Calthion* z grupami olszyn (występowanie – Wilga)** – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk w różnych fazach zarastania krzewami. Reprezentują one zanikające zbiorowiska ze związku *Calthion palustris* R.Tx. 1936 em. Oberd. 1957.

***Chenopodium fluviatile* (występowanie – KmPN, Wilga)** – jednostka obejmuje płaty różnych zbiorowisk występujących na wysychających piaszczystych brzegach rzek (najczęściej zbiorowisko komosy i rzepienia *Xanthio riparii-Chenopodietum* Lohm. Et Walther 1950), reprezentujących związek *Chenopodium fluviatile* R.Tx. 1960.

***Cirsietum rivularis* (występowanie – Wilga, Krasnystaw)** – jednostka obejmuje różne postaci żyznych i wilgotnych łąk z ostrożeńcem łąkowym, reprezentujące zespół *Cirsietum rivularis* Nowiński 1927. Na poligonie „Krasnystaw” wyróżniono jako oddzielne jednostki kartograficzne: (a) *Cirsietum rivularis*, dobrze wykształcone, (b) z udziałem *Carex gracilis*, czyli postać z dużym udziałem gatunków turzycowisk, (c) z udziałem *Dactylis glomerata*, czyli postać podsiewana z kupkówką pospolitą.

***Cirsio-Polygonetum* (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów)** – jednostka obejmuje różne formy żyznych i wilgotnych łąk wielokośnych z ostrożeniem warzywnym i rdestem wężownikiem, reprezentujących zespół *Angelico-Cirsietum oleracei* R.Tx. 1937 em. Oberd. 1967. Na poligonie „Pińczów” wyróżniono jako oddzielne jednostki kartograficzne: (a) wariant z *Cerastium arvense*, charakteryzujący się obfitym występowaniem rogownicy polnej, (b) wariant z *Dactylis glomerata*, czyli postać podsiewana z kupkówką pospolitą, (c) wariant z *Lathyrus palustris*, charakteryzujący się masowym udziałem groszka błotnego.

***Cynosurion* (występowanie – Wilga)** – jednostka obejmuje płaty pastwisk z panującą życicą trwałą i grzebieniłą pospolitą, ale także z różnym udziałem gatunków

muraw piaskowych i chwastów, reprezentujące różne postaci zespołu *Lolio-Cynosuretum* R.Tx. 1937. Jako odrębną jednostkę kartograficzną wyróżniono także postać z wierzbami, obejmującą porzucone pastwiska, podlegające sukcesji do zbiorowisk zaroślowych.

Epilobio-Juncetum effusi (występowanie – Tykocin, KmPN, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płaty wypasanych wilgotnych łąk z dominacją situ rozpięzchłego, reprezentujące zespół *Epilobio-Juncetum effusi* Oberd. 1957.

Filipendulo-Petasition (występowanie – KmPN, Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty wszystkich okrajkowych zbiorowisk ziołoroślowych siedlisk wilgotnych, ze związku *Filipendulo-Petasition* Br.-Bl. 1947, w tym najczęściej jednak występujące zbiorowisko wiązówki błotnej *Filipendulo-Geranium* W. Koch 1926.

Junco-Molinietum (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty łąk trzęślicowych z udziałem sitów, reprezentujące zespół *Junco-Molinietum* Prsg 1951.

Lolio-Cynosuretum (występowanie – Tykocin, KmPN, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje płaty pastwisk z panującą życią trwałą i grzebenicą pospolitą, zespołu *Lolio-Cynosuretum* R.Tx. 1937. Na poligonie „Krasnystaw”, obok postaci typowej wyróżniono jako odrębne jednostki kartograficzne: (a) postać z drzewami, obejmującą porzucone pastwiska, podlegające sukcesji do zbiorowisk zaroślowych, (b) postać z *Lolium multiflorum*, czyli pastwiska podsiewane, nawożone i intensywnie użytkowane.

Lolio-Plantaginetum (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty muraw wydepczyskowych zalicznych obecnie do zespołu *Lolio-Polygonetum arenastris* Br.-Bl. 1930 em. Lohm. 1975.

Łąka siana ze związku *Arrhenatherion* (występowanie – Tykocin) – grupa jednostek obejmuje różne postaci sianych łąk występujących na zmeliorowanych, przesuszonych i murszejących torfach niskich. Ze względu na postępujące zmiany podłoża oraz intensywną uprawę skład gatunkowy jest bardzo uproszczony i jedynie z trudem można je zakwalifikować do związku *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) Koch 1926. W zależności od dominacji poszczególnych gatunków jako odrębne jednostki kartograficzne wyróżniono następujące postaci: (a) z udziałem gatunków *Phragmitetalia*, czyli gatunków bagiennych, (b) z dominacją *Bromus molis*, czyli postać zdegradowana ze stokłosa miękką, (c) z dominacją *Dactylis glomerata*, czyli postać podsiewana z kupkówką pospolitą, (d) z dominacją *Dactylis glomerata* i *Arrhenatherum elatior*, czyli postać podsiewana z kupkówką pospolitą i owsicą, (e) z dominacją *Poa pratensis*, czyli postać podsiewana z wiechliną, (f) z dominacją *Poa pratensis* i *Alopecurus pratensis*, czyli postać podsiewana z dominacją wiechliny i wyczyńca łąkowego.

Łąka siana ze związku *Calthion* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje intensywnie użytkowane łąki wilgotne, podsiewane szlachetnymi gatunkami traw. Reprezentują one różne fazy odkształcenia zbiorowisk ze związku *Calthion palustris* R.Tx. 1936 em. Oberd. 1957, oraz być może związku *Alopecurion pratensis* Pass. 1964.

Molinietum medioeuropaeum (występowanie – KmPN, Pińczów) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk z dominacją trzęślicy modrej, reprezentujące zespół *Molinietum caeruleae* W. Koch 1926.

Molinion kadłubowy (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk o bardzo ubogim składzie florystycznym i z niewielkim udziałem gatunków charakterystycznych związku *Molinion* W. Koch 1926.

Molinion z *Cirsium arvense* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty zachwaszczonych wilgotnych łąk, z masowym udziałem ostrożeńca polnego i z niewielkim udziałem gatunków charakterystycznych związku *Molinion* W. Koch 1926.

Molinion z *Deschampsia caespitosa* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk z dominacją śmiałka darniowego. Przeważają gatunki charakterystyczne związku *Molinion* W. Koch 1926 nad gatunkami charakterystycznymi związku *Calthion* R. Tx. 1936 em. Oberd. 1957.

Przełajki między *Arrhenatheretalia* i *Molinietalia* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty charakteryzujące się obecnością zarówno gatunków łąk wilgotnych jak i łąk świeżych, być może reprezentuje związek *Alopecurion pratensis* Pass. 1964.

Przełajki między *Arrhenatherion* i *Cynosurion* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty charakteryzujące się przemiennym użytkowaniem kośno-pastwiskowym i pośrednim składem gatunkowym.

Przełajki między *Cirsium-Polygonetum* i zbiorowiskiem *Cirsium canum-C. rivulare* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk o pośrednim składzie gatunkowym, charakteryzujące się obecnością ostrożeńca siwego i łąkowego oraz rdestu wężownika.

Przełajki między *Molinion* i *Caricion fuscae* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty charakteryzujące się obecnością zarówno gatunków łąk wilgotnych jak i torfowisk niskich.

Rumici-Alopecuretum (występowanie – Świecie, KmPN, Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty niskich muraw z dominacją wyczyńca kolankowego, reprezentujących zespół nazywany obecnie *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* R. Tx. 1937.

Scirpetum silvatici (występowanie – KmPN, Wilga) – jednostka obejmuje płaty z dominacją sitowia leśnego, reprezentujące zespół *Scirpetum silvatici* Ralski 1931.

Zbiorowisko *Cirsium canum-Cirsium rivulare* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk, charakteryzujących się współdominacją ostrożeńca siwego i ostrożeńca łąkowego, odbiegające składem gatunkowym od płatów zespołu *Cirsietum rivularis*. Poza wariantem typowym jako oddzielną jednostkę kartograficzną wyróżniono wariant z *Carex nigra*, charakteryzujący się większym udziałem gatunków torfowisk niskich.

Zbiorowisko *Pastinaca sativa-Hypericum perforatum* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty suchych łąk powstających na ugorach, charakteryzujące się obfitym występowaniem pasternaku zwyczajnego.

Zbiorowisko z *Caltha palustris* (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk z obfitym występowaniem knieci błotnej, liczną obecnością gatunków turzycowisk i z niewielkim udziałem gatunków charakterystycznych związku *Calthion* R. Tx. 1936 em. Oberd. 1957.

Zbiorowisko z *Lathyrus palustris* (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty wilgotnych łąk z obficie występującym groszkiem błotnym, reprezentujące najprawdopodobniej zespół *Poo-Lathyretum palustris* Walther 1977.

Zdegradowane łąki siane (występowanie – Tykocin) – grupa jednostek obejmuje różne postaci zdegradowanych i silnie zachwaszczonych łąk występujących na zmeliorowanych, przesuszonych i murszejących torfach niskich. W zależności

od gatunku dominującego jako odrębne jednostki kartograficzne wyróżniono następujące postaci: (a) z dominacją *Urtica dioica* (postać azotolubna z pokrzywą), (b) z dominacją *Arabidopsis thaliana* (postać z rzodkiewikiem pospolitym), (c) z dominacją *Capsella bursa-pastoris* (postać ruderalna z tasznikiem).

Roślinność nitrofilna i ruderalna

Chaerophylletum bulbosi (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty z dominacją świerząbka bulwiastego, reprezentujące zespół *Chaerophylletum bulbosi* R.Tx. 1937.

Eu-Arction (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty różnych nitrofilnych zbiorowisk ruderalnych, należących do zespołów zaliczanych wcześniej do związku *Eu-Arction* (poza zespołem *Tanaceto-Artemisietum*). Wg obecnie obowiązującej typologii można przyjąć, że reprezentują związek *Arction lappae* R.Tx. 1937 em. 1950.

Eupatorietum cannabini (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty z dominacją sadzka konopiastego, reprezentujące zespół *Calystegio-Eupatorietum* Gors 1974.

Isoeto-Nanojuncetea (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje różnej wielkości płaty krótkotrwałych terofitów, związanych z odsłoniętym dnem zbiorników wodnych. Reprezentują one klasę *Isoeto-Nanojuncetea* Br.-Bl. et R.Tx. 1943.

Onopordion (występowanie – KmPN, Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty różnych słabo nitrofilnych i odpornych na suszę zbiorowisk ruderalnych, należących do zespołów zaliczanych do obu podzwiązków związku *Onopordion acanthii* Br.-Bl. 1926 (z wyjątkiem *Artemisio-Tanacetum* ujętego w oddzielnej jednostkę kartograficzną).

Rudbeckio-Solidaginetum (występowanie – KmPN, Wilga) – jednostka obejmuje płaty zbiorowiska rotaczniczy i nawłoci, reprezentujące zespół *Rudbeckio-Solidaginetum* R.Tx. et Raabe 1950.

Senecion fluviatilis kadłubowy (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty ziół i pnączy na trwale mokrych miejscach, z dominacją różnych gatunków charakterystycznych związków: *Senecion fluviatilis* R.Tx. (1947)1950 em. R.Tx. 1967 i *Convolvulion sepium* R.Tx. 1947 em. Th. Mull. 1981, i nie dające się utożsamiać z żadnym z zespołów tych związków.

Senecioni-Tussilaginetum (występowanie – KmPN, Pińczów) – jednostka obejmuje płaty z panującym podbiałem pospolitym, zaliczane do zespołu *Senecioni-Tussilaginetum* Moller 1949.

Sisymbrietum sophiae (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty z dominującą stulichą psią, reprezentujące zespół *Sisymbrietum sophiae* Kreh. 1935.

Tanaceto-Artemisietum (występowanie – Wilga, Krasnystaw) – jednostka obejmuje płaty budowane przez wysokie byliny z dominacją wrotycza pospolitego. Obecnie zbiorowisko to pod nazwą *Artemisio-Tanacetum vulgare* Br.-Bl. 1931 corr. 1949 jest zaliczane do podzwiązku *Dauco-Melilotenion* Gors 1966 (pro all.).

Zbiorowiska kadłubowe ze związku *Sisymbriion* (występowanie – KmPN) – jednostka obejmuje płaty różnie wykształconych zbiorowisk ruderalnych (poza *Senecioni-Tussilaginetum*), najczęściej z dominacją stulichy, komosy i łobody. Reprezentują one związek *Sisymbriion officinalis* R.Tx., Lohm., Prsg 1950.

Zbiorowisko *Trifolium arvense-Elymus repens* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty z panującym perzem, reprezentujące klasę *Agropyreteea intermedio-repentis* (Oberd. et all. 1967) Muller et Gors 1969.

Zbiorowisko ugoru z *Erigeron* (występowanie – KmPN, Wilga) – jednostka obejmuje płaty ugorów w różnym wieku, o różnym składzie gatunkowym, ale zawsze z dominacją gatunków z rodzaju przymiotno (ostre i/lub kanadyjskie). Zbiorowisk takich nie można utożsamiać z żadnym ze znanych zespołów.

Zbiorowisko z dominacją *Agropyron repens* (występowanie – Tykocin, KmPN) – jednostka obejmuje płaty o różnym składzie gatunkowym, ale zawsze z panującym perzem, reprezentujące klasę *Agropyreteea intermedio-repentis* (Oberd. Et all. 1967) Muller et Gors 1969.

Zbiorowisko z dominacją *Avena fatua* (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje płaty ugorów z dominacją owsa głuchego, nie dające się utożsamiać z żadnym z zespołów.

Zbiorowisko z *Lycium barbarum* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje płaty z dominacją kolcowoju szkarłatnego, o nieokreślonym stanowisku syntaksonomicznym.

Wielocłonowe kompleksy mozaikowe

Aphanion (występowanie – Wilga) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na różnych siedliskach, od stonkowo ubogich piaszczystych do żyznych, gliniastych. W uprawach zbożowych występują różne zespoły związku *Aperion spicae-venti* R.Tx. et J.Tx. 1960 (pro ord.), natomiast w uprawach okopowych – różne postaci zespołu chwastnicy jednostronnej i włośnicy *Echinochloo-Setarietum typicum* Krusem. et Vlieg. (1939) 1940. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Aphanion z *Oxalido-Chenopodietum* (występowanie – Świecie, KmPN) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na żyznych siedliskach w dolinie dużej rzeki. W uprawach zbożowych występuje zbiorowisko wyki czteronasiennej *Vicietum tetraspermae* Krusem. et Vlieg. (1939) Kornaś 1950, natomiast w uprawach okopowych najpospolitszy jest zespół komosy wielonasiennej *Oxalido-Chenopodietum polyspermi* Siss. 1950. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Arnosericidion (występowanie – Świecie, KmPN, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na ubogich, piaszczystych siedliskach borowych. W uprawach zbożowych występują zbiorowiska chłodka drobnego z podzwiązku *Arnosericidion minima* Malato-Beliz, J.Tx. et R.Tx 1960 (pro all.), natomiast w uprawach okopowych najczęściej spotyka się najuboższe postaci *Echinochloo-Setarietum* Krusem. et Vlieg. (1939) 1940 lub nawet *Digitarietum ischaemi* R.Tx. et Prsg (1942) 1950. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Artemisietea, fragmenty i inne ruderalne (występowanie – Wilga) – jednostka obejmuje kompleks zbiorowisk występujących na miejscach składowania odpadów,

w wykopach i na placach budów. W obrębie kompleksu najczęściej spotyka się różne wykształcone zbiorowiska z podklasy *Artemisienea vulgaris* (np. zbiorowisko wrotczyca *Artemisio-Tanacetum*, zbiorowisko serdecznika *Leonuro-Ballotetum*, zbiorowisko nostryka i żmijowca *Echio-Melilotetum* i in.), oraz związków *Eragrostion* i *Sisymbrium*.

Caucalido-Scandicetum (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na siedliskach wytworzonych ze skał wapniowcowych różnych formacji geologicznych. W uprawach zbożowych występuje zespół włóczydła *Caucalido-Scandicetum* (Libb. 1930) R.Tx. 1937, natomiast w uprawach okopowych zespół z jasnotą i przetacznikiem *Lamio-Veronicetum politae* Kornaś 1950. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Kompleks zbiorowisk obszarów polnych (występowanie – Tykocin) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na różnych siedliskach, od bardzo ubogich piaszczystych do żyznych, gliniastych. W uprawach zbożowych występują różne zespoły rzędu *Centauretalia cyani* R.Tx. 1950, natomiast w uprawach okopowych – rzędu *Polygono-Chenopodietalia* (R.Tx. et Lohm. 1950) J.Tx. 1961. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Przejściowe między *Aphanion* i *Caucalidion* (występowanie – Pińczów) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na siedliskach wytworzonych ze skał wapniowcowych przykrytych niezbyt grubą warstwą wylugowanego lessu. W uprawach zbożowych występuje zbiorowisko wyki czteronasiennej *Vicetum tetraspermae*, wzbogacone o liczne gatunki wapieniolubne, natomiast w uprawach okopowych – zubożała postać zespołu z jasnotą i przetacznikiem *Lamio-Veronicetum politae* Kornaś 1950. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Sady (występowanie – Świecie, KmpN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka kompleksowa, obejmuje roślinność uprawną i spontaniczną tworzoną przez działalność związaną z istnieniem sadów. Na poligonie „Krasnystaw”, jako oddzielne jednostki kartograficzne wyróżniono: (a) sady w kompleksie z *Arrhenatheretalia*, charakteryzujące się obecnością fragmentów zbiorowisk łąkowych (często kadłubowych), (b) sady w kompleksie z *Chenopodietea*, charakteryzujące się obecnością zbiorowisk chwastów polnych, w tym szczególnie *Galinsogo-Setarietum*.

***Vicetum tetraspermae consolidetosum* (występowanie – Krasnystaw, Pińczów)** – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na żyznych siedliskach grądu lub świetlistej dąbrowy. W uprawach zbożowych występuje podzespół z ostróżeczką polną zbiorowiska wyki czteronasiennej *Vicetum tetraspermae consolidetosum* Krusem. et Vlieg. (1939) Kornaś 1950, natomiast w uprawach okopowych najpospolitsza jest typowa postać zespołu chwastnicy jednostronnej i włośnicy *Echinochloo-Setarietum typicum* Krusem. et Vlieg. (1939) 1940. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Vicietum tetraspermae sperguletosum (występowanie – Krasnystaw) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na ubogich glebach piaszczystych i piaszczysto-gliniastych oraz na wylugowanych lessach na siedliskach boru mieszanego lub uboższego grądu. W uprawach zbożowych występuje podzespół ze sporkiem polnym zbiorowiska wyki czteronasiennej *Vicietum tetraspermae sperguletosum* Krusem. et Vlieg. (1939) Kornaś 1950, natomiast w uprawach okopowych – różne postaci zespołu chwastnicy jednostronnej i włośnicy *Echinochloo-Setarietum typicum* Krusem. et Vlieg. (1939) 1940. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Vicietum tetraspermae typicum (występowanie – Świecie, KmPN, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje kompleks przestrzenno-czasowy zbiorowisk segetalnych, występujący na średnio żyznych siedliskach grądowych. W uprawach zbożowych występuje podzespół typowy zbiorowiska wyki czteronasiennej *Vicietum tetraspermae typicum* Krusem. et Vlieg. (1939) Kornaś 1950, natomiast w uprawach okopowych najpospolitsza jest typowa postać zespołu chwastnicy jednostronnej i włośnicy *Echinochloo-Setarietum typicum* Krusem. et Vlieg. (1939) 1940. W skład kompleksu wchodzi ponadto łąkowe i ruderalne zbiorowiska miedz, wydepczyska występujące na drogach gruntowych oraz niewielkie powierzchnie łąk i pastwisk.

Zabudowa miejska (występowanie – Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje kompleksy przestrzenne, składające się z rozległych obszarów pozbawionych roślinności naczyniowej i pokryte materiałem nieprzepuszczalnym (budynki, jezdnie, chodniki). Na pozostałym terenie dominują różne postaci zbiorowisk zbliżone do rzędu *Arrhenatheretalia*, w tym głównie kształtowane układy trawnikowe.

Zabudowa przemysłowa (występowanie – Krasnystaw) – w obrębie tego kompleksu bezwzględnie dominują obszary pozbawione roślinności i pokryte materiałem nieprzepuszczalnym. Zajmują one do 90% powierzchni. Na pozostałym obszarze spotyka się przede wszystkim niewielkie powierzchnie roślinności kształtowanej (rabaty, kwietniki) o przypadkowym i krótkotrwałym składzie. Ponadto występują niewielkie zgrupowania gatunków ruderalnych, nie dające się zakwalifikować do żadnego fitocenonu.

Zabudowa wiejska (występowanie – Świecie, Tykocin, KmPN, Wilga, Krasnystaw, Pińczów) – jednostka obejmuje kompleksy przestrzenne składające się z obszarów pozbawione roślinności, którym towarzyszą przypadkowe kombinacje gatunków ozdobnych, przydomowe, drobnopowierzchniowe sady, siane łąki, *Lolio-Cynosuretum* i *Lolio-Polygonetum* oraz kompleks zbiorowisk ruderalnych, z których najważniejsze to *Urtico-Malvetum*.

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 Polski,
- Atlas Warszawy,

oraz *Atlas Rzeczypospolitej Polskiej* (1995), *Centralny katalog zbiorów kartograficznych w Polsce* (2000).

DOKUMENTACJA GEOGRAFICZNA

- 18 – Lijewski T., 2000, *Problemy zagospodarowania przestrzennego Polski w świetle przebudowy infrastruktury komunikacyjnej*, 76 s.
- 19 – Matuszkiewicz J.M., Roo-Zielińska E., 2000, *Międzywale Wisły jako swoisty układ przyrodniczy (odcinek Pilica-Narew)*, 194 s.
- 20 – Galczyńska B., Kulikowski R., 2000, *Wież i rolnictwo strefy podmiejskiej Warszawy. Zróżnicowania przestrzenne i procesy transformacji*, 78 s.
- 21 – Kowalski M., Śleszyński P., 2000, *Uwarunkowania zachowań wyborczych w województwie śląskim*, 86 s.
- 22 – Bański J., 2001, *Stan i perspektywy rolnictwa na obszarach problemowych w Polsce*, 62 s.

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-Szczęśna 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:

- ORWN-BIS, ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa, tel. 697-88-35.
- Główna Księgarnia Naukowa im. Bolesława Prusa, ul. Krakowskie Przedmieście 7, 00-068 Warszawa, tel. 826-18-35.

OCENA RÓŻNORODNOŚCI KRAJOBRAZU NA PODSTAWIE ANALIZY STRUKTURY PRZESTRZENNEJ ROŚLINNOŚCI