

Ciągłość kompozycji florystycznej pomiędzy dwoma zbiorowiskami roślinnymi – *Carici elongatae-Alnetum* oraz *Fraxino-Alnetum*

Continuum of floristic composition between two plant communities –
Carici elongatae-Alnetum and *Fraxino-Alnetum*

Natalia Czapiewska¹, Sonia Paż¹, Marcin K. Dyderski^{2,3}, Andrzej M. Jagodziński^{2,3*}

¹Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Leśny, ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań; ²Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk, Pracownia Ekologii, ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik; ³Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Leśny, Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, ul. Wojska Polskiego 71C, 60-625 Poznań

*Tel. 48 61 8170033; e-mail: amj@man.poznan.pl

Abstract: One of the crucial debates in vegetation ecology is whether plant communities are discontinuous, distinguishable units or whether they change continuously. Phytosociology assumes discontinuity and its methodology requires subjective sampling during vegetation inventories. For that reason, some researchers argue that phytosociology artificially creates discontinuity among plant communities. Our aim was to assess the continuity between ash-alder riparian forest (*Fraxino-Alnetum*), and alder swamp forest (*Carici elongatae-Alnetum*), and to check whether discontinuity observed between these two plant associations is an effect of subjective sample plot choice. We conducted 57 phytosociological relevés within a regular grid covering potential sites of both plant communities. All relevés were arranged in order of decreasing relative cover of the diagnostic species for each plant association resulting in a gentle gradient, indicating a continuous transition from *Fraxino-Alnetum* to *Carici elongatae-Alnetum*. Similar results were obtained by detrended correspondence analysis. The proportion of species from the *Quercus-Fagetum* class, typical to *Fraxino-Alnetum*, was decreasing with increasing proportion of species from the *Alnetum glutinosae* class, typical to *Carici elongatae-Alnetum*. This shift followed a gradient of ecological light-moisture indicator values. Our results confirmed continuous transition between two plant communities and led us to the conclusion that discontinuity resulted from the standard sampling protocol used in classical phytosociology. This protocol, however, is useful in searching for typological patterns, required for classification of plant communities, which is the main aim of phytosociology. Nevertheless, it does not provide full insight into the variability of vegetation and introduces uncertainty when trying to understand ecosystem dynamics. This uncertainty should be taken into account when phytosociological data are used for nature conservation recommendations and to draw conclusion about vegetation dynamics.

Keywords: phytosociology, vegetation ecology, sampling, ordination, methodology

1. Wstęp

Prawidłowy wybór i monitoring cennych przyrodniczo obszarów jest kluczowym zagadnieniem ochrony przyrody. Wskazanie najbardziej wartościowych obiektów nie jest jednak możliwe bez ich uprzedniej oceny na drodze porównania i klasyfikacji różnych ekosystemów. Klasyfikacja różnorodności jest jednak mankamentami związanymi między innymi z subiektywizmem w doborze badanych płatów oraz pomijaniem w trakcie badań stref przejściowych pomiędzy zespołami roślinnymi (Holeksa, Woźniak 2005; Austin 2013). Jest to spowodowane przekonaniem fitosocjologów ze szkoły Braun-Blanqueta o nieciągłości roślin-

ności (Austin 2013), co z kolei prowadzi do doboru płatów w sposób preferencyjny – na przykład na podstawie występowania w danym miejscu gatunków diagnostycznych (Lepš, Hadincová 1992; Holeksa, Woźniak 2003, 2005). Z jednej strony takie postępowanie uwypukla różnice pomiędzy zbiorowiskami roślinnymi i prowadzi do uznaniowej oceny bogactwa i różnorodności gatunkowej badanego terenu (Chytrý 2001; Holeksa, Woźniak 2005). Z drugiej strony pomiędzy zespołami roślinnymi często występuje pełne spektrum form przejściowych, co stanowi dowód na istnienie pomiędzy nimi ciągłości: zbiorowiska są tworzone przez konkretne gatunki, których nisze ekologiczne – często szerokie – powodują przenikanie się abstrakcyjnych jednostek klasyfikacji fitosocjolo-

Wpłynęło: 19.07.2017 r., recenzowano: 25.10.2017 r., zaakceptowano: 10.11.2017 r.

gicznej (Oksanen, Minchin 2002; Austin 2013). Co ważne, przekonanie o ciągłości roślinności nie wyklucza możliwości klasyfikowania zbiorowisk – wyróżnianie fitocenonów, czyli wyidealizowanych typów jednostek roślinności, umożliwia bowiem tworzenie uproszczonego schematu zróżnicowania roślinności (Mucina 1997; Dzwonko 2007).

Przytoczone niedoskonałości metody klasycznej przynoszą wieloaspektowe konsekwencje, dotyczące między innymi błędnej oceny bogactwa przyrodniczego (Holeksa 2005; Holeksa, Woźniak 2005) oraz błędnej klasyfikacji zbiorowisk roślinnych. Mogą one uniemożliwić realizację zadań ochronnych przewidzianych dla danego typu zbiorowiska roślinnego, a w następstwie skutkować zastąpieniem go przez inne zbiorowisko roślinne. Na przykład, błędna klasyfikacja zbiorowiska odpowiadającego *Vaccinio uliginosi-Pinetum* jako *Ledo-Sphagnetum* może prowadzić do jego degradacji; ochrona otwartego torfowiska wysokiego *Ledo-Sphagnetum* polega bowiem na usuwaniu nalotów drzew i krzewów, natomiast ochrona boru bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum* – na wyłączeniu obszaru z użytkowania rębego i ochronie drzewostanu (Rutkowski 2009; Pawlaczyk 2010; Stańko 2010). Przy relatywnie płynnym przejściu pomiędzy tymi zbiorowiskami, granica ustanowiona w ramach dokumentacji siedlisk przyrodniczych jest bardzo wyraźna: na otwartym torfowisku wysokim, w przeciwieństwie do boru bagiennego, zwarcie warstwy drzew nie przekracza 50%. Dynamika przejścia pomiędzy omawianymi zbiorowiskami roślinnymi związana jest z warunkami klimatycznymi i fazami zamierania i odnawiania się drzewostanu sosnowego na torfowiskach (Eckstein et al. 2011). Nietrudno zatem o wątpliwości przy klasyfikacji. Co więcej, podobny błąd w innych siedliskach przyrodniczych sieci Natura 2000 mógłby również przeszkodzić w podjęciu odpowiednich dla danego miejsca decyzji związanych z hodowlą i ochroną lasu, a dotyczących na przykład doboru składu gatunkowego drzewostanów (Rutkowski 2009).

Sposobem pozwalającym na wyeliminowanie problemu subiektywnego doboru płatów roślinności jest wykorzystanie metod systematycznych, na przykład metody transektów lub doboru losowego. Umożliwiają one lokalizowanie w terenie miejsc wykonywania zdjęć fitosocjologicznych w sposób nieobarczony błędem wynikającym z wizualnej oceny danego płatu, determinującej uwzględnienie go przy klasyfikacji zbiorowisk (Pawlaczyk 2010). Tę metodę stosuje się między innymi w badaniach roślinności wzdłuż gradientów środowiskowych (np. Dyderski et al. 2016). Holeksa i Woźniak (2003, 2005) na przykładzie zespołów górskich wykazali różnice wynikające z wykorzystania dwóch podanych metod lokalizacji zdjęć fitosocjologicznych w terenie. W płatach wybieranych w sposób preferencyjny zanotowano więcej gatunków diagnostycznych, co zazwyczaj skutkuje zaniżaniem oceny rzeczywistej zmienności roślinności danego obszaru oraz uwydatnianiem różnic pomiędzy zbiorowiskami roślinnymi (Chytrý 2001; Holeksa 2005). Sugeruje to, że domniemana nieciągłość roślinności wynika nie tyle z jej rzeczywistej charakterystyki, co z celowego rozmieszczenia analizowanych płatów w miejscach odpowiadających

uprzednim wyobrażeniom badacza na temat występującego w danym miejscu zespołu (Chytrý 2001). Jako że specyfika przytoczonych badań dotyczy zespołów górskich, niewskazane jest jednak odnoszenie wniosków do terenów nizinnych bez wcześniejszego ich potwierdzenia w innych typach roślinności; należy je bowiem skonfrontować z argumentacją autorów udowadniających istnienie nieciągłości roślinności (np. Daubenmire 1966; Tabacchi et al. 1990).

Trudności związane z właściwą klasyfikacją zbiorowisk są szczególnie widoczne w przypadku zespołów silnie związanych ze sobą, np. w seriach toposekwencji lub dynamicznych kręgów roślinności. Przykładem takich zespołów roślinnych są olsy *Carici elongatae-Alnetum* W. Koch 1926 ex Schwickerath 1933 i łągi olszowo-jesionowe *Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1952, szczególnie silnie przenikające się na poziomie przestrzennym i siedliskowym, oraz powiązane ze sobą dynamicznymi kręgami roślinności (Ellenberg 1988; Pawlaczyk 2004; Matuszkiewicz 2005, 2011; Ratyńska et al. 2010). Wynika to z charakterystyki prezentowanych zespołów, ponieważ w obu drzewostany zbudowane są głównie z *Alnus glutinosa*. Również w podszyciu występują te same gatunki, na przykład *Ribes nigrum* i *Padus avium*. Oba zespoły mogą występować w dolinach cieków czy w misach jeziornych lub na ich obrzeżach, są też rozpowszechnione na terenie całej Polski niżowej (Ratyńska et al. 2010). Najważniejsza różnica pomiędzy olsem a łągiem dotyczy warunków hydrologicznych: w olsach występuje jedynie pionowy ruch wody, a w łągach również poziomy, związany z biegiem cieku. Różni je też kompozycja florystyczna: runo w łągu jest zazwyczaj zdominowane przez gatunki klasy *Quercus-Fagetum*, natomiast w olsie – klasy *Alnetum glutinosae* (Czerepko 2010; Ratyńska et al. 2010). Prawidłowe wskazanie strefy przejściowej pomiędzy nimi jest kluczowe z punktu widzenia realizacji zadań ochrony przyrody, ponieważ łągi jesionowo-olszowe, w odróżnieniu od olsów, stanowią siedlisko przyrodnicze sieci Natura 2000 (Pawlaczyk 2004). Klasyfikacja zbiorowisk przekłada się nie tylko na możliwość realizacji odpowiednich dla danego zespołu zadań ochronnych, ale również na koszty związane z monitoringiem obszarów chronionych oraz ograniczenia przy prowadzeniu gospodarki leśnej (Pawlaczyk 2004; Rutkowski 2009).

Celem badań była analiza ciągłości przejścia roślinności pomiędzy olsem a łągiem olszowo-jesionowym oraz sprawdzenie, czy nieciągłość kompozycji florystycznej pomiędzy dwoma zbiorowiskami roślinnymi może być efektem preferencyjnego doboru prób.

2. Materiały i metody

2.1. Teren badań

Obiekt badań stanowiły lasy łąkowe i olsy położone wokół jezior Młyńskiego oraz Szeken Wielkie, w Nadleśnictwie Międzychód, w północno-zachodniej części kraju (RDLP w Szczecinie). Według regionalizacji przyrodniczo-leśnej teren ten należy do Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej (III),

mezoregionu Puszczy Noteckiej (III.17) (Zielony, Kliczkowska 2012). Nadleśnictwo Międzychód znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego przejściowego (od klimatu morskiego do kontynentalnego). Średnia roczna temperatura (według najbliższej stacji meteorologicznej w Gorzowie Wielkopolskim) w latach 2001–2010 wyniosła 9,3°C, a średnia roczna suma opadów – 572 mm (GUS 2015). Długość okresu wegetacyjnego w tym rejonie wynosi 225 dni (Żmudzka 2012). Na badanym terenie dominują bory sosnowe na glebach bielcowych i rdzawych, natomiast badane zbiorowiska roślinne zajmują gleby murszowe i murszowate oraz gleby torfowe torfowisk niskich. Na badanym terenie nie prowadzono działań odwadniających.

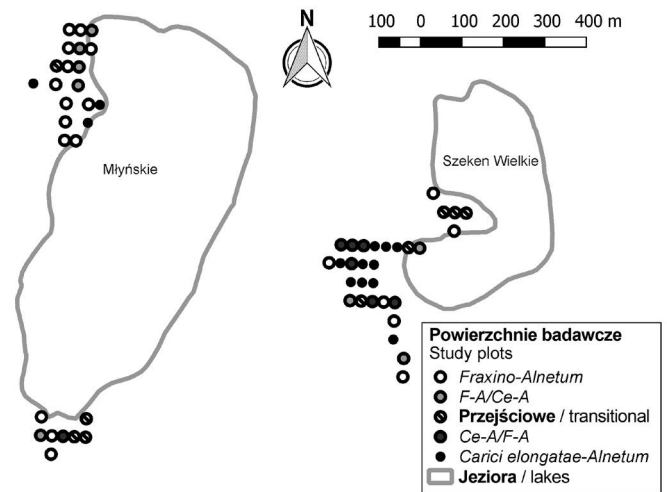
2.2. Prace terenowe

Prace terenowe prowadzone były we wrześniu 2015 roku, z uwagi na późniejszy rozwój roślinności w zbiorowiskach roślinnych występujących w ekosystemach mokradłowych (Dzwonko 2007). Wykorzystano tylko jeden termin (letni), gdyż aspekt wiosenny występuje tylko w *Fraxino-Alnetum*. Brak uwzględnienia aspektu wiosennego może być postrzegany jako mankament wpływający na wyniki i ich interpretację. Uwzględnienie aspektu wiosennego, występującego tylko w jednym z analizowanych zespołów, wprowadziłoby większą odrębność płatów z *Fraxino-Alnetum*, związaną z relatywnie krótkotrwałym występowaniem dwóch gatunków geofitów – *Anemone ranunculoides* oraz *Ficaria verna* (Jagodziński et al. 2016). W terminie letnim, gdy roślinność osiąga optimum rozwoju, w obu zbiorowiskach występował dobrze rozwinięty aspekt letni, który mógł być ze sobą porównany.

Na podstawie ortofotomapy oraz wcześniejszego rekonesansu terenowego wyznaczono trzy powierzchnie badawcze w trzech typach siedliskowych lasu (Lw, Ol, OlJ), na których w III krainie przyrodniczo-leśnej mogą potencjalnie występować analizowane zespoły leśne (ORWLP 2004). W celu uniknięcia preferencyjnego doboru płatów teren ten pokryto regularną siatką o wymiarach 30×30 m i w środku każdego z kwadratów wyznaczono powierzchnie badawcze. W każdym z punktów, zlokalizowanych w terenie za pomocą odbiornika GPS o dokładności 5 m, w którym występowała roślinność leśna (wyłączono zbiorowiska okrajkowe w lukach i zbiorowiska szuwarowe) za pomocą taśmy mierniczej oraz busoli założono powierzchnie badawcze o wymiarach 10×10 m (n=57; ryc. 1). Na każdej z powierzchni wykonano spis gatunków roślin wraz z oceną pokrycia za pomocą zmodyfikowanej, dziewięciostopniowej skali Braun-Blanqueta. Z uwagi na niewielki dystans pomiędzy poligonami badawczymi, cały układ poletek badawczych stanowi pojedynczą obserwację, w związku z czym należy wyniki potraktować jako studium przypadku kontaktowania się dwóch konkretnych zbiorowisk roślinnych.

2.3. Analiza danych

Zdjęcia fitosocjologiczne wprowadzono do bazy danych programu Turboveg i zaklasyfikowano do grup odpowiadających



Rycina 1. Rozmieszczenie poletek badawczych wokół jezior Młyńskie oraz Szeken Wielkie (n=57) wraz z diagnozą zbiorowisk roślinnych

Figure 1. Distribution of the study plots (n=57) with diagnosis of the plant communities

jących zbiorowiskom roślinnym na podstawie kompozycji gatunkowej roślin oraz ich pokrycia. Nazwy taksonów roślin przyjęto za Szwedem et al. (1999). Aby określić różnice w opisie relacji pomiędzy zbiorowiskami roślinnymi zastosowano dwa podejścia do klasyfikacji. W podejściu klasycznym (Dzwonko 2007) wybrano po sześć zdjęć reprezentujących najlepiej olsy i łągi olszowo-jesionowe na badanym terenie, które zostałyby wzięte pod uwagę podczas klasycznej inwentaryzacji metodami fitosocjologicznymi. W podejściu obiektywnym do analizy włączone zostały wszystkie wykonane zdjęcia fitosocjologiczne, łącznie z płatami przejściowymi. Nomenklaturę syntaksonomiczną przyjęto za Ratyńską et al. (2010). Zbiorowiska o cechach przejściowych przyporządkowano do jednej z trzech kategorii: ols/łąg, przejściowe oraz łąg/ols, na podstawie przewagi w ilościowości gatunków charakterystycznych i wyróżniających dla klas *Quercio-Fageteta* oraz *Alnetea*.

Do analiz statystycznych wykorzystano program R (R Core Team 2015) i pakiet ‘vegan’ (Oksanen et al. 2013). W celu określenia głównych kierunków zmienności roślinności wykonano nietendycyjną analizę zgodności (DCA) wraz z dopasowaniem wektorów pasywnych: średnich ważonych ilościowością ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga (Ellenberg, Leuschner 2010) oraz pokrycia głównych klas fitosocjologicznych. Współczynnik determinacji oraz istotność statystyczną dopasowania obliczono przy wykorzystaniu testu permutacyjnego, zaimplementowanego w funkcji ‘envfit’ pakietu ‘vegan’. Do oceny nieciągłości pomiędzy zbiorowiskami wykorzystano współczynnik I zaproponowany przez Holeksę i Woźniak (2005), dostosowany do badanych przez nas zbiorowisk roślinnych:

$$I = \frac{QF}{QF + Aln}$$

gdzie:

QF – suma pokrycia gatunków charakterystycznych dla klasy *Quercus-Fageteta*,

Aln – suma pokrycia gatunków charakterystycznych dla klasy *Alnetea*.

Współczynnik ten będzie osiągał najwyższe wartości w płatach lasów łęgowych najsilniej odróżniających się od olsów, a najniższe – w olsach, w których nie występują gatunki klasy *Quercus-Fageteta*. W przypadku braku nieciągłości pomiędzy badanymi syntaksonami, rozkład wartości I uporządkowanych malejąco jest łagodny (Holeksa, Woźniak 2003).

3. Wyniki

Na badanym terenie stwierdzono występowanie łągów olszowo-jesionowych *Fraxino-Alnetum* – 20 poletek z 57 (tab. 1, ryc. 1), płatów przejściowych pomiędzy łągiem a olsem, zbliżonych do łągów (dalej: *F-A/Ce-A*; 8), poletek zbiorowisk przejściowych (9), poletek ze zbiorowiskami przejściowymi z olsów w łągi (dalej: *Ce-A/F-A*; 7) oraz poletek z olsami (*Carici elongatae-Alnetum*; 13). W zdjęciach fitosocjologicznych stwierdzono występowanie 142 gatunków roślin naczyniowych, 14 gatunków mchów oraz jeden gatunek wątrobowca. Podstawą klasyfikacji poszczególnych zbiorowisk roślinnych było występowanie oraz pokrycie ga-

tunków wyróżniających oraz gatunków charakterystycznych dla zespołów i wyższych syntaksonów. We wszystkich typach roślinności warstwę drzew budowała *Alnus glutinosa*. Najczęściej występującym gatunkiem krzewów była *Fraxula alnus*, która występowała w blisko 70% zdjęć fitosocjologicznych wszystkich wyróżnionych zbiorowisk (tab. 1). W runie najczęściej (w ponad 50% zdjęć) występowały *Dryopteris carthusiana*, *Urtica dioica*, *Solanum dulcamara* oraz *Brachythecium rutabulum*.

Najliczniej reprezentowanymi zbiorowiskami roślinnymi w próbie były łągi olszowo-jesionowe. O ich przynależności do tego syntaksonu świadczy występowanie gatunków charakterystycznych dla związku *Alnion incanae* oraz gatunków wyróżniających zespół *Fraxino-Alnetum*, a także przewaga gatunków klasy *Quercus-Fageteta* nad gatunkami klasy *Alnetea glutinosae*. Gatunki charakterystyczne dla innych zespołów pojawiały się w nich nielicznie. Najczęściej występującymi gatunkami runa były *Dryopteris carthusiana*, *Deschampsia caespitosa* oraz *Solanum dulcamara*. Najliczniej występującymi gatunkami, które pozwoliły na wyróżnienie zespołu, były *Plagiomnium undulatum*, *Festuca gigantea* oraz *Chrysosplenium alternifolium*.

Zbiorowiska o charakterze przejściowym typu ‘łąg/ols’ cechowały się występowaniem gatunków charakterystycznych dla związku *Alnion glutinosae*, przy jednoczesnej

Tabela 1. Częstość występowania i zakres ilościowości gatunków roślin w wyróżnionych jednostkach roślinności: w lewej kolumnie przedstawiono frekwencję gatunku (%), w prawej – zakres pokrycia w skali Braun-Blanqueta. Liczba w nawiasie kwadratowym – liczba poletek.

Table 1. Frequency and abundance of plant species in the distinguished vegetation units: left column shows species frequency (%), right – range of cover in Braun-Blanquet’s scale. Number in square bracket – number of study plots.

Nazwa gatunku Species	Częstość Frequency (%)	<i>Fraxino-Alnetum</i> [20]	<i>F-A/Ce-A</i> [8]	Przejściowe Transitional [9]	<i>Ce-A/F-A</i> [7]	<i>Carici elongatae- Alnetum</i> [13]
Ch. Cl. <i>Alnetea glutinosae</i>						
<i>Alnus glutinosa</i> a	98.2	100 ³⁻⁵	100 ³⁻⁵	100 ³⁻⁵	100 ^{2a-5}	92 ^{2b-5}
<i>Alnus glutinosa</i> a2	15.7	15 ^{1-2m}	12 ¹	33 ¹⁻³	29 ^{2m-2a}	0
<i>Alnus glutinosa</i> b	61.7	50 ^{+2m}	38 ^{1-2m}	56 ^{1-2a}	86 ⁺³	85 ⁺⁴
<i>Alnus glutinosa</i> c	27.9	15 ^r	12 ⁺	11 ¹	71 ⁺	46 ⁺¹
<i>Solanum dulcamara</i>	72.0	80 ^{r-3}	62 ^{+2b}	56 ^{+2m}	100 ^{+2a}	62 ^{+2m}
<i>Lycopus europaeus</i>	47.4	50 ^{r-1}	50 ^{r+}	22 ⁺¹	57 ⁺¹	54 ^{r-1}
<i>Thelypteris palustris</i>	45.8	10 ^{1-2a}	25 ^{1-2a}	56 ^{1-2b}	86 ^{2m-3}	85 ¹⁻⁵
<i>Peucedanum palustre</i>	31.5	20 ⁺¹	50 ^{+2a}	33 ^{r-2b}	14 ⁺	46 ^{r-1}
<i>Scutellaria galericulata</i>	31.4	30 ⁺	25 ⁺¹	44 ⁺	14 ¹	38 ⁺
<i>Sphagnum palustre</i> d	21.1	10 ⁺¹	12 ^{2a}	0	29 ^{1-2m}	54 ¹⁻³
<i>Carex pseudocyperus</i>	19.2	0	12 ⁺	22 ⁺	14 ³	54 ^{+2a}

Nazwa gatunku Species	Częstość Frequency (%)	Fraxino-Alnetum [20]	F-A/Ce-A [8]	Przejsiowe Transitional [9]	Ce-A/F-A [7]	Carici elongatae- Alnetum [13]
Ch. All. Alnion incanae						
<i>Plagiomnium undulatum</i> d	54.3	80 ^{+2a}	50 ^{+2a}	44 ¹⁻³	57 ^{+2a}	23 ^{1-2m}
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	34.9	55 ⁺⁴	62 ⁺³	33 ^{1-2a}	14 ⁺	0
<i>Festuca gigantea</i>	33.3	55 ^{r-1}	62 ⁺¹	11 ¹	29 ^{r+}	0
<i>Prunus padus</i> a2	5.00	0	12 ⁴	11 ^{2m}	14 ^{2a}	0
<i>Prunus padus</i> b	14.0	5 ^{2m}	25 ^{+2a}	33 ^{2a-3}	14 ³	8 ¹
<i>Prunus padus</i> c	14.1	10 ⁺	25 ^{r-1}	11 ¹	29 ⁺	8 ⁺
<i>Carex remota</i>	13.9	30 ^{+2m}	12 ^{2m}	11 ^{2b}	0	0
Ch. Cl. Querco-Fagetea						
<i>Tilia cordata</i> a	1.8	5 ¹	0	0	0	0
<i>Tilia cordata</i> a2	8.8	20 ¹⁻³	0	11 ⁴	0	0
<i>Tilia cordata</i> b	12.2	25 ^{+2a}	12 ^{2m}	11 ³	0	0
<i>Tilia cordata</i> c	13.9	30 ^{r-1}	12 ^r	11 ⁺	0	0
<i>Atrichum undulatum</i> d	12.3	10 ⁺¹	12 ⁺	11 ¹	29 ⁺¹	8 ³
<i>Acer pseudoplatanus</i> b	5.2	0	12 ⁺	22 ¹	0	0
<i>Acer pseudoplatanus</i> c	10.5	5 ¹	25 ⁺	22 ^{r+}	14 ⁺	0
<i>Fraxinus excelsior</i> a	1.8	5 ¹	0	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior</i> a2	1.7	0	12 ^{2a}	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior</i> c	10.4	20 ^{r-2m}	12 ⁺	11 ^r	0	0
Ch. Cl. Artemisietea						
<i>Urtica dioica</i>	73.8	75 ^{+2a}	88 ^{2m-4}	78 ^{r-2b}	71 ^{+2m}	62 ⁺⁵
<i>Geranium robertianum</i>	64.7	75 ^{+2a}	62 ^{+2m}	78 ^{+2m}	71 ^{+2a}	38 ⁺
<i>Impatiens parviflora</i>	43.7	70 ^{r-3}	50 ^{1-2b}	44 ^{1-2m}	14 ⁺	15 ^{1-2m}
<i>Rubus caesius</i>	31.8	15 ^{r-2m}	38 ⁺¹	56 ^{r-2m}	43 ⁺¹	31 ^{r-1}
<i>Geum urbanum</i>	19.3	30 ⁺¹	50 ^{r-1}	11 ⁺	0	0
<i>Moehringia trinervia</i>	19.2	40 ⁺	12 ¹	22 ⁺¹	0	0
<i>Eupatorium cannabinum</i>	17.6	25 ^{+2a}	25 ^{r+}	11 ⁺	14 ⁺	8 ^r
<i>Galium aparine</i>	15.7	10 ^{r+}	25 ⁺	11 ⁺	29 ^{r-1}	15 ⁺
Ch. Cl. Molinio-Arrhenatheretea						
<i>Deschampsia caespitosa</i>	73.5	90 ⁺³	75 ^{+2a}	89 ⁺³	71 ¹⁻³	38 ^{r-2a}
<i>Cirsium palustre</i>	49.2	35 ^{+2m}	62 ^{r-1}	22 ^{r-1}	86 ^{r-1}	62 ^{+2a}
<i>Geum rivale</i>	45.8	55 ^{r-1}	75 ^{r-1}	67 ^{r-2a}	29 ⁺¹	8 ⁺
<i>Lysimachia vulgaris</i>	44.0	45 ^{r+}	38 ⁺	22 ⁺	43 ⁺¹	62 ^{r-1}
<i>Juncus effusus</i>	33.3	50 ^{+2b}	25 ^{1-2a}	0	57 ⁺¹	23 ⁺³

Nazwa gatunku Species	Częstość Frequency (%)	<i>Fraxino-Alnetum</i> [20]	<i>F-A/Ce-A</i> [8]	Przejsiowe Transitional [9]	<i>Ce-A/F-A</i> [7]	<i>Carici elongatae- Alnetum</i> [13]
<i>Climacium dendroides</i> d	26.2	15 ⁺³	25 ^{1-2m}	22 ¹	71 ⁺¹	23 ^{+2a}
<i>Ranunculus repens</i>	24.5	25 ⁺¹	25 ⁺¹	33 ^{r+}	57 ⁺¹	0
<i>Lysimachia nummularia</i>	21.1	30 ⁺¹	38 ^{+2a}	22 ⁺¹	14 ⁺	0
<i>Juncus conglomeratus</i>	19.2	10 ^{r-1}	12 ¹	22 ^{r-1}	43 ^{r+}	23 ⁺¹
<i>Rumex acetosa</i>	14.0	15 ^{r+}	12 ^{2a}	22 ⁺	14 ⁺	8 ^r
<i>Equisetum palustre</i>	12.2	0	0	33 ⁺¹	14 ⁺	23 ⁺¹
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	10.5	5 ⁺	25 ^{r-1}	0	43 ^{r+}	0
<i>Cirsium oleraceum</i>	10.5	15 ^{r+}	12 ¹	0	14 ^{2a}	8 ^r
Ch. Cl. Phragmitetea						
<i>Galium palustre</i>	38.7	25 ⁺¹	38 ⁺	11 ⁺	71 ⁺¹	62 ⁺¹
<i>Carex paniculata</i>	36.7	15 ¹⁻³	25 ⁺¹	33 ^{+2b}	57 ^{+2b}	69 ⁺³
<i>Equisetum fluviatile</i>	22.8	15 ⁺¹	12 ¹	11 ⁺	57 ⁺	31 ^{r+}
<i>Carex acutiformis</i>	22.7	15 ^{r-2m}	0	33 ^{1-2m}	14 ⁺	46 ^{r-3}
<i>Phragmites australis</i>	15.7	10 ^{2m}	25 ^{r-2m}	11 ¹	14 ^r	23 ⁺³
<i>Mentha aquatica</i>	12.2	15 ^{+2m}	0	0	14 ⁺	23 ⁺¹
<i>Carex elata</i>	12.2	0	0	33 ^{1-2m}	29 ^{1-2m}	15 ^{2m-2b}
<i>Carex riparia</i>	10.5	10 ⁺	0	0	14 ⁺	23 ¹⁻⁴
<i>Carex gracilis</i>	10.4	10 ⁺¹	12 ¹	0	0	23 ^{1-2a}
<i>Acorus calamus</i>	10.4	0	0	0	14 ⁺	38 ⁺¹
Ch. Cl. Rhamno-Prunetea						
<i>Frangula alnus</i> b	75.5	75 ⁺⁵	75 ¹⁻⁴	89 ⁺⁴	100 ^{2m-5}	54 ^{+2a}
<i>Frangula alnus</i> c	70.2	65 ^{r-1}	50 ⁺¹	78 ⁺¹	100 ^{+2m}	69 ⁺¹
<i>Rubus plicatus</i>	12.2	15 ^{1-2a}	12 ^{2m}	22 ⁺³	0	8 ¹
<i>Sambucus nigra</i> b	12.1	15 ⁺³	12 ^{2a}	22 ¹	14 ¹	0
<i>Sambucus nigra</i> c	12.2	20 ^{r+}	12 ⁺	11 ⁺	14 ⁺	0
Ch. Cl. Scheuchzerio-Caricetea						
<i>Agrostis canina</i>	40.1	35 ⁺³	62 ¹	11 ^{2a}	71 ^{+2b}	38 ⁺⁴
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	29.9	15 ^{1-2m}	25 ^{+2a}	22 ^{2a-3}	86 ⁺⁴	31 ^{+2a}
<i>Polytrichum commune</i> d	10.5	0	0	11 ⁺	14 ¹	31 ^{+2a}
<i>Carex nigra</i>	10.5	5 ⁺	12 ⁺	0	0	31 ⁺³
Ch. Cl. Vaccinio-Piceetea						
<i>Pinus sylvestris</i> a	1.8	0	0	0	0	8 ⁺
<i>Pinus sylvestris</i> b	3.6	5 ^r	0	0	0	8 ⁺
<i>Pinus sylvestris</i> c	15.6	10 ^r	12 ⁺	0	14 ^r	38 ^{r+}
<i>Vaccinium myrtillus</i>	12.2	5 ⁺	12 ⁺	0	14 ⁺	31 ⁺¹

Nazwa gatunku Species	Częstość Frequency (%)	Fraxino-Alnetum [20]	F-A/Ce-A [8]	Przejściowe Transitional [9]	Ce-A/F-A [7]	Carici elongatae- Alnetum [13]
Gatunki towarzyszące / Accompanying species						
<i>Dryopteris carthusiana</i>	80.9	90 ⁺⁴	88 ⁺³	78 ^{2m-3}	86 ^{1-2a}	62 ^{+2a}
<i>Brachythecium rutabulum</i> d	59.8	55 ^{+2a}	50 ¹⁻³	67 ^{+2a}	71 ⁺³	62 ¹⁻³
<i>Oxalis acetosella</i>	52.8	70 ¹⁻⁴	75 ⁺⁴	67 ¹⁻³	43 ¹⁻³	8 ⁺
<i>Rubus idaeus</i>	52.5	50 ^{r-2a}	50 ^{r-3}	100 ⁺³	71 ^{1-2b}	15 ⁺
<i>Bidens frondosa</i>	34.9	45 ⁺³	50 ^{+2m}	11 ⁺	14 ^r	38 ⁺¹
<i>Sorbus aucuparia</i> b	15.7	15 ⁺	25 ⁺¹	33 ⁺¹	14 ¹	0
<i>Sorbus aucuparia</i> c	28.0	40 ^{r-1}	38 ⁺¹	44 ⁺	14 ⁺	0
<i>Athyrium filix-femina</i>	21.0	40 ⁺³	25 ^{r-1}	22 ^{+2a}	0	0
<i>Quercus robur</i> b	1.7	0	0	11 ¹	0	0
<i>Quercus robur</i> c	19.3	25 ^{r+}	0	56 ^{r+}	14 ^r	0
<i>Rubus sprengelii</i>	19.3	20 ^{+2m}	25 ^r	33 ¹⁻³	29 ^{r+}	0
<i>Cystopteris fragilis</i>	17.4	5 ^r	0	11 ⁺	43 ^{r+}	38 ^{r+}
<i>Calliergonella cuspidata</i> d	17.4	5 ¹	12 ^{2b}	11 ^{2m}	14 ¹	46 ¹⁻³
<i>Polygonum hydropiper</i>	14.1	20 ^{r+}	0	0	0	31 ^{r+}
<i>Plagiomnium affine</i> d	14.0	20 ⁺¹	12 ^{2m}	22 ¹⁻³	0	8 ⁺
<i>Polytrichastrum formosum</i> d	12.2	10 ¹	12 ^{2m}	0	14 ⁺	23 ⁺¹
<i>Stellaria media</i>	10.5	0	25 ⁺	22 ⁺¹	29 ⁺	0

Gatunki o frekwencji poniżej 10% / Species with frequency lower than 10%: **Alnetea:** *Calamagrostis canescens*, *Calla palustris*, *Ribes nigrum* b, *Salix cinerea* b, *Salix pentandra* b, *Sphagnum squarrosum* d; **Quercu-Fagetea:** *Brachypodium sylvaticum*, *Chaerophyllum temulum*, *Corylus avellana* b & c, *Dryopteris filix-mas*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Poa nemoralis*, *Prunus avium* a2, *Ranunculus lanuginosus*, *Viburnum opulus* b & c; **Artemisietea:** *Epilobium hirsutum*, *Calystegia sepium*, *Chelidonium majus*, *Cirsium vulgare*, *Elymus repens*, *Equisetum arvense*, *Galeopsis tetrahit*, *Glechoma hederacea*, *Humulus lupulus*, *Lamium maculatum*, *Mycelis muralis*, *Stachys palustris*; **Molinio-Arrhenatheretea:** *Hypericum tetrapterum*, *Angelica sylvestris*, *Carex hirta*, *Cerastium holosteoides*, *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, *Lotus uliginosus*, *Lythrum salicaria*, *Myosotis palustris*, *Plantago major*, *Poa palustris*, *Poa pratensis*, *Potentilla anserina*, *Prunella vulgaris*, *Scirpus sylvaticus*, *Taraxacum officinale* agg., *Vicia cracca*; **Phragmitetea:** *Berula erecta*, *Glyceria nemoralis*, *Scrophularia umbrosa*, *Sparanium erectum*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Veronica beccabunga*; **Scheuchzerio-Caricetea:** *Epilobium palustre*, *Valeriana dioica*; **Vaccinio-Picetea:** *Betula pubescens* c, *Dryopteris dilatata*, *Juniperus communis* b & c, *Picea abies* c; **gatunki towarzyszące / accompanying species:** *Potentilla recta*, *Acer negundo* b & c, *Aesculus hippocastanum* a2, *Aulacomnium androgynum* d, *Betula pendula* a, b & c, *Bidens cernua*, *Brachythecium salebrosus* d, *Cardamine amara*, *Epilobium angustifolium*, *Fallopia convolvulus*, *Fraxinus pensylvanica* c, *Holcus mollis*, *Hottonia palustris*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Marchantia polymorpha* d, *Mentha arvensis*, *Nymphaea alba*, *Oxalis europaea*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Pohlia nutans* d, *Polygonum mite*, *Prunus domestica* c, *Prunus serotina* c, *Quercus petraea* c, *Ranunculus sceleratus*, *Rhizomnium punctatum* d, *Ribes rubrum* c, *Rubus corylifolius* agg., *Rumex aquaticus*

przewadze gatunków charakterystycznych dla związku *Alnion incanae* oraz gatunków wyróżniających dla zespołu *Fraxino-Alnetum*. W runie najczęściej występowały *Urtica dioica*, *Dryopteris carthusiana*, *Oxalis acetosella*, *Geum rivale* oraz *Deschampsia caespitosa*. Najliczniej występującymi gatunkami, które zadecydowały o zaklasyfikowaniu zbiorowiska przejściowego z łągów w olsy, były *Chrysosplenium alternifolium*, *Festuca gigantea* oraz *Solanum dulcamara*.

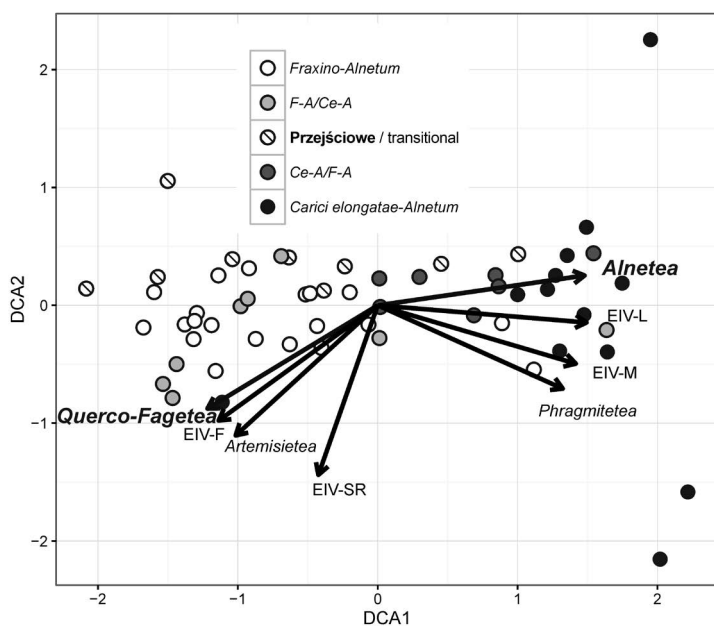
Zbiorowiska przejściowe cechowały się brakiem przewagi gatunków diagnostycznych dla któregośkolwiek z analizowanych zespołów. Najliczniej występującymi gatunkami runa były *Rubus idaeus*, *Deschampsia caespitosa*, *Urtica dioica*, *Geranium robertianum* oraz *Dryopteris carthusiana*.

Zbiorowiska o charakterze przejściowym typu ‘ols/łąg’ cechowały się występowaniem gatunków charakterystycznych dla związku *Alnion incanae* z przewagą gatunków charakterystycznych dla związku *Alnion glutinosae* oraz gatunków

wyróżniających dla zespołu *Carici elongatae-Alnetum*. Runo najczęściej budowały *Cirsium palustre*, *Dryopteris carthusiana* oraz *Hydrocotyle vulgaris*. Najliczniej występującymi gatunkami, które zadecydowały o zaklasyfikowaniu zbiorowiska przejściowego z olsów w łągi były: *Thelypteris palustris*, *Urtica dioica* oraz *Solanum dulcamara*.

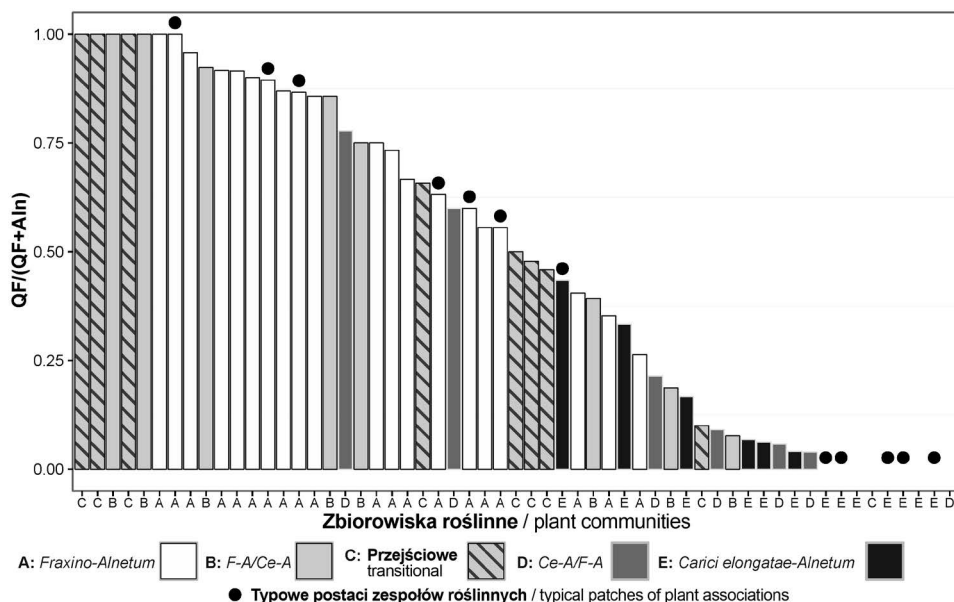
Olisy cechowała przewaga gatunków charakterystycznych dla związku *Alnion glutinosae* oraz gatunków wyróżniających dla zespołu *Carici elongatae-Alnetum*. Gatunki charakterystyczne dla innych zespołów pojawiały się w nich nielicznie. Najpospolitszymi gatunkami runa były *Frangula alnus* i *Carex paniculata*. Najliczniej występującymi gatunkami, które pozwoliły na wyróżnienie zespołu, były *Thelypteris palustris*, *Urtica dioica* oraz *Carex pseudocyperus*.

Analiza DCA roślinności badanych poletek (ryc. 2) obrazuje zmienność układu zbiorowisk roślinnych wzdłuż gradientu wskaźników świetlnego oraz wilgotnościowego. Wzdłuż osi DCA1 wraz ze wzrostem wskaźnika świetlnego i wilgotnościowego następuje spadek udziału gatunków klasy *Quercus-Fagetea* na rzecz udziału gatunków klasy *Alnetea*. Występowanie gatunków z klasy *Quercus-Fagetea* powiązane jest z występowaniem gatunków klasy *Artemisietea*, natomiast występowanie gatunków klasy *Alnetea* ma związek z występowaniem gatunków z klasy *Phragmitetea*. Biegający wzdłuż osi DCA1 gradient udziału gatunków reprezentujących oba badane zespoły odzwierciedlony jest także w analizie współczynnika ciągłości zbiorowisk roślinnych I (ryc. 3), wskazującej na stopniowe przejście



Rycina 2. Wynik nietendencyjnej analizy zgodności (DCA). Parametry osi: DCA1: wartość własna lambda 0,6532; DCA2: wartość własna lambda 0,3822. Wektory przedstawione na wykresie były w sposób istotny statystycznie ($p < 0,001$) skorelowane z wynikiem analizy: udział klas fitosocjologicznych oraz wskaźniki Ellenberga: EIV-F – żyzności, EIV-L – świetlny, EIV-M – wilgotności oraz EIV-SR – odczynu gleby.

Figure 2. Result of Detrended Correspondence Analysis. Axis parameters: DCA1: eigenvalue 0.6532; DCA2: eigenvalue 0.3822. All vectors represent variables statistically significantly ($p < 0.001$) correlated with the ordination result: proportion of phytosociological classes and Ellenberg's Indicator Values: EIV-F – fertility, EIV-L – light, EIV-M – moisture and EIV-SR – soil reaction.



Rycina 3. Uporządkowane malejąco wartości współczynnika I w próbie 57 zdjęć fitosocjologicznych. Czarne punkty oznaczają zdjęcia określone jako 'typowe'.

Figure 3. Arrangement of decreasing I index within the sample of 57 relevés. Black points indicate relevés selected as 'typical'.

łęgów *Fraxino-Alnetum* w olsy *Carici elongatae-Alnetum*. W przypadku zastosowania podejścia klasycznego – wyboru jedynie płatów najbardziej zgodnych ze schematem klasyfikacji – widoczne jest ostre przejście pomiędzy badanymi zespołami, choć jedno ze zdjęć wykonanych w olsach cechuje wyższa wartość współczynnika I.

4. Dyskusja

Powiązania przestrzenne i siedliskowe badanych zespołów

Na badanym obszarze stwierdzono układy przejściowe pomiędzy olsami a łęgami olszowo-jesionowymi. Zbiorowiska te są typowe dla różnych warunków wodnych, jednakże stanowią dla siebie zbiorowiska zastępcze w ramach dynamicznych kręgów roślinności (Matuszkiewicz 2005; Ratyńska et al. 2010). Oznacza to, że na potencjalnych siedliskach olsu może występować łęg i *vice versa*. Również obecność gatunków typowych dla olsu w łęgu oraz obecność gatunków łęgowych w olsie są wymieniane jako cechy wyróżniające oba badane zespoły (Matuszkiewicz 2005), choć mają one szerokie skale ekologiczne (Ellenberg, Leuschner 2010). Z drugiej strony olsowienie łęgów oraz łęgowienie olsów zostało opisane jako formy degeneracji tych zbiorowisk roślinnych, podobnie jak grądowienie (Czerwiński 1995; Czerepko 2010; Stachowski et al. 2015). Olsowienie łęgów może mieć podłoże zarówno zoogeniczne, związane z działalnością bobrów, jak i antropogeniczne (Pawlaczyk 2004). Uznawane jest także za wyraz naturalnej dynamiki tych zbiorowisk, związanej z cyklami hydrologicznymi. Świadczyłoby to o stanie dynamicznej równowagi pomiędzy porównywanymi zespołami. Uzyskane przez nas wyniki zdają się przemawiać za taką interpretacją, jednakże ze względu na jednostkową obserwację, jest to tylko hipoteza.

Według Matuszkiewicza (2007) łęgi olszowo-jesionowe stanowią zespół leśny o najmniejszym tempie zmian składu florystycznego, określonym przez iloraz niepodobieństwa kompozycji gatunkowej pomiędzy terminami badań oraz czasu. Być może opisywana na podstawie małej liczby subiektywnie wybranych płatów niewielka reprezentacja stanów dynamicznych jest efektem występowania w terenie płatów o różnym podobieństwie do ‘płatów typowych’, a więc z dużą liczbą gatunków diagnostycznych. W takim przypadku zarówno analiza klasyczna, jak i próba losowa mogą prowadzić do podobnych wniosków o niewielkim tempie zmian zbiorowisk łęgowych. Na inny obraz zróżnicowania olsów i łęgów wskazują badania Czerepki (2008), w których analiza DCA wykazała nieciągłość pomiędzy omawianymi zespołami roślinnymi, natomiast w pracy Dyderskiego et al. (2015) wykazano płynne przejścia. Obie prace różniły dwa aspekty – miejsce wykonywania badań oraz metoda wyboru płatów. Czerepko (2008) analizował zmiany w leśnych zespołach bagiennych w czasie, natomiast Dyderski et al. (2015) – zmienność zbiorowisk leśnych w ramach jednego terminu. Uchwycone przez Dyderskiego et al. (2015) kontinuum może wynikać zarówno z degenera-

cji badanych układów, jak i z podejścia fitosocjologicznego, zdefiniowanego przez Dzwonko (2007) jako ‘umiarkowany subiektywizm’. Polega ono na wyborze lokalizacji zdjęć fitosocjologicznych nie w płatach typowych wg wyobrażeń kształtowanych przez literaturę, lecz w najczęściej występujących typach roślinności. Czerepko (2008) wykonał zdjęcia w miejscach poprzednich powierzchni badawczych z lat 1960–70, gdy normą było wybieranie najlepiej zachowanych płatów (Dzwonko 2007). Uzyskane przez nas wyniki wskazują, że takie podejście może w sztuczny sposób wyodrębniać granice pomiędzy wyróżnionymi syntaksonami, na co wskazują również badania Holesy i Woźniak (2003, 2005). Należy jednak pamiętać, że ze względu na ujęcie tylko jednej pary zbiorowisk roślinnych oraz brak powtórzeń wnioskowanie nie może być wprost przeniesione na inne syntaksy, gdzie inne czynniki środowiskowe mogą wpływać na ostrość stref przejścia (Ellenberg 1988).

Nieciągłość i ciągłość zbiorowisk roślinnych – wpływ metody fitosocjologicznej

Metoda fitosocjologiczna z założenia wymaga skupienia się na płatach roślinności możliwych do zaklasyfikowania do konkretnych fitocenonów. W przypadku, gdy zadaniem badacza jest wskazanie inwentarza zbiorowisk roślinnych występujących na danym terenie, takie postępowanie ułatwia pracę i pozwala na szybką dokumentację stanu roślinności. Jednocześnie powoduje przeświadczenie o odrębności pomiędzy wyróżnionymi jednostkami. Spór dotyczący ciągłości i nieciągłości roślinności widoczny jest w geobotanice od początku jej istnienia i związany jest ze sporem o trwałość roślinności, dotyczącym poglądów Clementsa o klimaksie i Gleasona o dynamicznej równowadze (Dzwonko 2007; Holeska 2016).

Dzięki zastosowaniu analiz gradientowych możliwe było prześledzenie zmienności pomiędzy różnymi typami zbiorowisk roślinnych i wykrycie nisz ekologicznych poszczególnych gatunków budujących dane zbiorowiska (Dzwonko 2007; Austin 2013). W Polsce wśród badaczy roślinności ugruntowane jest przekonanie o braku ciągłości pomiędzy zespołami roślinnymi. Mimo znaczących osiągnięć w zastosowaniu metod ilościowych do analizy roślinności w Polsce (np. Kulczyński 1928, 1939) dużą rolę odgrywały zestawienia tabelaryczne i klasyczna analiza fitosocjologiczna. Metody analizy gradientowej zaczęły być stosowane w Polsce dopiero od końca lat 70. (np. Dzwonko 1978; Brzeziecki 1984), choć wcześniej wykorzystywano metody wielowymiarowe oparte na współczynnikach podobieństwa (np. Matuszkiewicz 1973). Możliwe, że właśnie takie podejście ugruntowało przekonanie o nieciągłości roślinności wśród polskich geobotaników, a być może jest to kwestia głębokiego zakorzenienia w świadomości paradygmatu równowagi w przyrodzie (Holeska 2016). Pomimo tego, analiza zdjęć fitosocjologicznych wykonanych metodą klasyczną nadal jest używana jako argument w sporach dotyczących sposobów ochrony przyrody (np. Brzeziecki et al. 2016; Jaroszewicz et al. 2017). Uzyskane przez nas wyniki, podobnie jak Holesy i Woźniak (2003, 2005), wskazują w jakim stopniu rzeczywisty obraz roślinno-

ści może zostać zniekształcony poprzez preferencyjny dobór płatów, wynikający z przekonania o nieciągłości roślinności.

Kolejną potencjalną przyczyną utrzymywania poczucia nieciągłości pomiędzy zbiorowiskami roślinnymi może być problem z nazewnictwem stadiów pośrednich. Na to zagadnienie wskazują uzyskane przez nas wyniki i trudność z nadaniem dobrych nazw trzem różnym fazom przejściowym, nazwanym odpowiednio ‘ols/łęg’, ‘zbiorowisko przejściowe’ oraz ‘łęg/ols’. W rzeczywistości wszystkie trzy typy fitocenoz są zbiorowiskami przejściowymi, jednak różnią się od siebie stopniem podobieństwa do dobrze udokumentowanych zespołów roślinnych – abstrakcyjnych typów roślinności. Przyjęcie ciągłości roślinności może więc prowadzić do mnożenia bytów i problemów z uporządkowaniem ich nazewnictwa oraz wartościowania. Z tego względu dla celów praktycznych, np. kartowania siedlisk przyrodniczych Natura 2000 bądź dla typologii siedlisk leśnych niezbędne jest przyjęcie arbitralnych, dających się łatwo nazwać, klas. Jest to szczególnie istotne wobec problemów z właściwym i poprawnym nazywaniem jednostek syntaksonomicznych (Dzwonko 2007; Ratyńska 2010).

Implikacje dla ochrony przyrody

Istniejąca nieciągłość pomiędzy badanymi zespołami rzutuje na ochronę przyrody. Zespół *Fraxino-Alnetum* jest objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 jako siedlisko priorytetowe o kodzie 91E0 (Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku; Pawlaczyk 2004). W związku z tym, wymaga określenia granic jego biochory w ramach obszarów ochrony siedlisk Natura 2000, a także okresowego monitoringu. Metodyka monitoringu wymaga wykonania zdjęć fitosocjologicznych na transekcie, nie podając jednak żadnych szczegółów dotyczących zasad lokalizacji, z wyjątkiem reprezentatywności. Jednym z kryteriów w ocenie stanu siedliska Natura 2000 jest występowanie i dominacja gatunków typowych (Pawlaczyk 2010). Z tego względu preferencyjny dobór płatów do monitoringu, zgodny z metodyką fitosocjologiczną, niesie ze sobą dwa zagrożenia. Po pierwsze, nie daje obrazu rzeczywistej dynamiki roślinności i wartości przyrodniczej w ramach danego zbiorowiska, lecz wyznaczonego obszaru uznanego za „płat typowy”. Z reguły fitosocjologowie mają tendencję do wybierania zdjęć w miejscach o dużej liczbie gatunków diagnostycznych (Chytrý 2001; Holeksa, Woźniak 2003, 2005), a więc niereprezentatywnych dla całej biochory zespołu. Po drugie, zastosowanie kryteriów oceny siedlisk przyrodniczych do płatów przejściowych uniemożliwia uzyskanie oceny FV, świadczącej o właściwym stanie siedliska przyrodniczego. Wynika to z jednego z kryteriów oceny – pokrycia gatunkami diagnostycznymi/typowymi. Po trzecie, nie pozwala również na właściwe dobranie metod ochrony. Przykład siedliska 91E0 może być rozpatrywany w ramach różnych schematów postępowania w gospodarce leśnej, które mogą zarówno poprawić, jak i pogorszyć rzeczywisty stan odpowiadającego mu zbiorowiska roślinnego (Rutkowski 2009). Rozpoznanie siedliska 91E0 w olsie może przekładać się

na błędny dobór metod ochrony i doprowadzić do utraty swoistych cech roślinności. Właściwe rozpoznanie stanu siedliska ma znaczenie nie tylko dla prowadzenia działań w danym drzewostanie, lecz także w zlewni danego ciek, np. związanych z małą retencją wodną.

5. Podsumowanie

Na badanym terenie stwierdziliśmy ciągłe przejście pomiędzy olszem a łęgiem olszowo-jesionowym wzdłuż gradientu świetlno-wilgotnościowego. Z jednej strony, nieciągłość pomiędzy badanymi zbiorowiskami roślinnymi może wynikać z preferencyjnego doboru płatów do badań, nie jest jednak zjawiskiem przyrodniczym. Z drugiej strony, z uwagi na brak powtórzeń i ujęcia innych układów roślinności, należy zachować ostrożność przy próbie przenoszenia wzorca nieciągłości na inne zbiorowiska roślinne, w których ciągłość przejścia może wynikać ze specyficznych warunków środowiskowych. Klasyczna metoda fitosocjologiczna pozwala określić, jakie wzorcowe układy roślinności występują na danym terenie, względnie w jakich formach degeneracyjnych. Natomiast nie uwzględnia, z uwagi na pomijanie płatów o charakterze przejściowym, szerokiego spektrum form występujących na terenie objętym inwentaryzacją. Subiektywny i preferencyjny dobór płatów w sposób sztuczny uwypukla nieciągłość pomiędzy poszczególnymi zbiorowiskami roślinnymi. Z punktu widzenia fitosocjologii jako nauki, której celem jest inwentaryzacja i klasyfikacja zbiorowisk roślinnych, takie podejście umożliwia wyodrębnienie jednostek typologicznych łatwych do wykorzystania w praktyce, np. w typologii leśnej czy ochronie przyrody. Nie pozwala natomiast na ocenę pełnego zróżnicowania roślinności oraz utrudnia wnioskowanie o przebiegu procesów ekologicznych. Co więcej, poprzez poszukiwania sztywnych wzorców, w postaci utrwalonych schematów gatunków diagnostycznych, ma kluczowe znaczenie dla decyzji dotyczących ochrony przyrody w ramach siedlisk przyrodniczych Natura 2000. W związku z tym niepewność co do rzeczywistego stanu analizowanych obiektów, związana z podejściem fitosocjologicznym, powinna być również brana pod uwagę przy ocenie stanu siedlisk przyrodniczych, a także podczas wnioskowania na temat przemian roślinności.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

Źródło finansowania

Badania własne.

Literatura

Austin M.P. 2013. Vegetation and Environment: Discontinuities and Continuities, w: van der Maarel E., Franklin J. (red.). Vegetation Ecology. John Wiley & Sons, Ltd., 71–106. ISBN 978-1-4443-3888-1.

- Brzeziecki B. 1984 Zastosowanie metody „wzajemnego uśredniania” Hilla do porządkowania danych fitosocjologicznych. *Wiadomości Ekologiczne* 30(3): 281–293.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science* 27: 460–469. DOI 10.1111/jvs.12369.
- Chytrý M. 2001. Phytosociological data give biased estimates of species richness. *Journal of Vegetation Science* 12: 439–444. DOI 10.1111/j.1654-1103.2001.tb00190.x.
- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255: 630–642. DOI 10.1016/j.foreco.2007.09.039.
- Czerepko J. 2010. Zmiany roślinności na siedlisku olsu jesionowego w lasach północno-wschodniej Polski. *Leśne Prace Badawcze* 71(4): 331–342. DOI 10.2478/v10111-010-0028-8.
- Czerwiński A. 1995. Geobotanika w ochronie środowiska lasów Podlasia i Mazur. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok. ISBN 83-86272-17-1.
- Daubenmire R. 1966. Vegetation: identification of typical communities. *Science* 151: 291–298. DOI 10.1126/science.151.3708.291.
- Dyderski M.K., Czapiewska N., Zajdl M., Tyborski J., Jagodziński A.M. 2016. Functional diversity, succession, and human-mediated disturbances in raised bog vegetation. *Science of the Total Environment* 562: 648–657. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.04.102.
- Dyderski M.K., Gdula A.K., Wrońska-Pilarek D. 2015. Wpływ antropopresji na leśne zbiorowiska roślinne w warunkach aglomeracji miejskiej na przykładzie Doliny Bogdanki w Poznaniu. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42: 84–94.
- Dzwonko Z. 1978. Application of Jaccard’s and Sorensen’s formulas in numerical comparison and classification of phytosociological records. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego. Prace Botaniczne* 6: 23–38.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Wydawnictwo Sorus, Poznań. ISBN 978-83-89949-23-3.
- Eckstein J., Leuschner H.H., Bauerochse A. 2011. Mid-Holocene pine woodland phases and mire development – significance of dendroecological data from subfossil trees from northwest Germany. *Journal of Vegetation Science* 22: 781–794. DOI 10.1111/j.1654-1103.2011.01283.x.
- Ellenberg H. 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 0-521-23642-8.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. UTB, Stuttgart. ISBN 978-3825281045.
- GUS. 2015. *Mały Rocznik Statystyczny*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa. ISSN 1640-3630.
- Holeksa J. 2005. Advantages and disadvantages of the strong position of phytosociology for nature conservation in Poland. *Ecological Questions* 6: 19–27.
- Holeksa J. 2016. Gospodarka leśna a ochrona przyrody w zmieniającym się środowisku przyrodniczym i kulturowym, w: Tomaszewski D., Jagodziński A.M. (red.). *Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku*. Konferencja naukowa. Kórnik–Poznań, 17–19 października 2016. Materiały konferencyjne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 61–76.
- Holeksa J., Woźniak G. 2003. Wpływ wyboru płatów roślinnych do zdjęć fitosocjologicznych na obraz zróżnicowania roślinności. *Phytocoenosis N.S. 15 Seminarium Geobotanicum* 9: 71–80.
- Holeksa J., Woźniak G. 2005. Biased vegetation patterns and detection of vegetation changes using phytosociological databases. A case study in the forests of the Babia Góra National Park (the West Carpathians, Poland). *Phytocoenologia* 35: 1–18. DOI 10.1127/0340-269X/2005/0035-0001.
- Jagodziński A.M., Dyderski M.K., Rawlik K., Kątna B. 2016. Seasonal variability of biomass, total leaf area and specific leaf area of forest understory herbs reflects their life strategies. *Forest Ecology and Management* 374: 71–81. DOI 10.1016/j.foreco.2016.04.050.
- Jaroszewicz B., Bobiec A., Eycott A.E. 2017. Lack of demographic equilibrium indicates natural, large-scale forest dynamics, not a problematic forest conservation policy – a reply to Brzeziecki et al. *Journal of Vegetation Science* 28: 218–222. DOI 10.1111/jvs.12458.
- Kulczyński S. 1928. Die Pflanzenassoziationen der Pieninen. *Bulletin International de l’Académie Polonaise des Sciences et des Lettres. Classe des Sciences Mathématiques et Naturelles. Série B 1. Botanique, suppl. 2: 57–203*.
- Kulczyński S. 1939. *Torfowiska Polesia. T. 1 i 2*. Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- Lepš J., Hadincová V. 1992. How Reliable Are Our Vegetation Analyses? *Journal of Vegetation Science* 3: 119–124. DOI 10.2307/3236006.
- Matuszkiewicz J.M. 2005. *Zespoły leśne Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. ISBN 978-83-01-14555-2.
- Matuszkiewicz J.M. 2007. Zmiany w grądach, borach mieszanych i łęgach jesionowo-olszowych Puszczy Białowieskiej, w: Matuszkiewicz J.M. (red.). *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. Wydawnictwo IGIŻP PAN, Warszawa, 197–290. ISBN 978-83-87954-78-0.
- Matuszkiewicz W. 1973. Próba systematyzacji warunków środowiska glebowego w zbiorowiskach leśnych. *Phytocoenosis* 3(1/2): 113–170.
- Matuszkiewicz W. 2011. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. ISBN 978-83-01-16707-3.
- Mucina L. 1997. Classification of vegetation: Past, present and future. *Journal of Vegetation Science* 8: 751–760. DOI 10.2307/3237019.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Michin P.R., O’Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Wagner H. 2013. “vegan” - Community Ecology Package. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> [15.07.2017].
- Oksanen J., Minchin P.R. 2002. Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? *Ecological Modelling* 157: 119–129. DOI 10.1016/S0304-3800(02)00190-4.
- ORWLP. 2004. *Siedliskowe Podstawy Hodowli Lasu. Załącznik do Zasad Hodowli Lasu*. 2004. Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa.
- Pawlaczyk P. 2004. *Łęg olszowo-jesionowy Fraxino-Alnetum*, w: Herbich J. (red.). *Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 215–222. ISBN 83-86564-43-1.
- Pawlaczyk P. 2010. *Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe*, w: Mróz W. (red.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*, Warszawa, 236–254. ISBN 978-83-61227-52-6.
- R Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/> [15.07.2017].

- Ratyńska H., Wojterska M., Brzeg A., Kołacz M. 2010. Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski. NFOSiGW, UKW, IETI.
- Rutkowski P. 2009. Natura 2000 w leśnictwie. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. ISBN 978-83-89994-03-5.
- Stachowski P., Liberacki D., Fiedler M. 2015. Ocena zwiększenia retencji siedlisk leśnych objętych programem Natura 2000. *Nauka-Przyroda-Technologie* 9(2): #30. DOI 10.17306/J.NPT.2015.2.30.
- Stańko R. 2010. Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe), w: Mróz W. (red.). Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, 145–160. ISBN 978- 83-61227-52-6.
- Szwed W., Hennekens S.M., Pelsma T.A.H.M., Ratyńska H., Rusińska A. 1999. A numerical data base and checklist of taxa of Polish flora applicable in phytosociology, particularly for the TURBOVEG. *Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Bydgoszczy* 14: 5–18.
- Tabacchi E., Planty-Tabacchi A., Décamps O. 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology* 5: 9–20. DOI 10.1007/BF00153800.
- Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa. ISBN 978-83-61633-62-4.
- Żmudzka E. 2012. Wieloletnie zmiany zasobów termicznych w okresie wegetacyjnym i aktywnego wzrostu roślin w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 12: 377–389.

Wkład autorów

A.M.J., M.K.D. – koncepcja pracy i opracowanie metodyki; N.C., S.P., M.K.D. – prace terenowe, opracowanie i analiza danych; N.C. i S.P. – przegląd literatury; N.C., S.P. przy udziale A.M.J., M.K.D. – przygotowanie maszynopisu, redagowanie; A.M.J. – korekta i koordynacja.