

Zróźnicowanie roślinności gospodarczych borów sosnowych na tle typów siedliskowych lasu w Nadleśnictwie Turawa

Vegetation diversity of the Scots pine stands in different forest sites in the Turawa Forest District

Ewa Stefańska-Krzaczek^{1*}, Paweł Pech²

Uniwersytet Wrocławski, Wydział Nauk Biologicznych, ¹Instytut Biologii Środowiskowej, Zakład Botaniki,
Pracownia Ekologii Roślinności, ²Katedra Ekologii, Biogeochemii i Ochrony Środowiska,
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław

* Tel. +48 71 3754084, e-mail: ewa.stefanska-krzaczek@uni.wroc.pl

Abstract. The utility of phytocenotic indices in the diagnosis and classification of forest sites might be limited because of vegetation degeneration in managed forests. However, even in secondary communities it may be possible to determine indicator species, although these may differ from typical and well known plant indicators.

The aim of this work was to assess the vegetation diversity of Scots pine stands in representative forest site types along a moisture and fertility gradient.

In total 120 sample plots from Turawa forests were included in the study. These plots represented young (21–40 years) and old (> 80 years) Scots-pine-dominated stands. The forest sites were categorized according to Polish site classification. Four site categories were studied: Bśw (very nutrient-poor and mesic sites), BMśw (nutrient-poor and mesic sites), BMw (nutrient-poor and moist sites), LMw (quite nutrient-rich and moist sites).

The species composition of the forest patches studied hardly differed among forest site types. Almost all of the vegetation in site Bśw was different from both moist site types (BMw and LMw). Sites Bśw and LMw had the exclusive species determined as site indicators. Moreover, young stands had their own site type indicator species which differed from old stands. Numerical classification showed that only two plant communities were widespread: *Leucobryonia-Pinetum* in Bśw and BMśw, and the community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea* in BMśw, BMw, LMw.

In secondary communities typical indicator species may not be useful, but it is possible to determine species that are locally unique to forest site type. Despite the convergence in the composition of the plant community resulting from tree stand unification, plant communities have the capacity for a more diverse composition. Tree stand conversion can increase phytocenotic diversity.

Key words: forest typology, indicator species, secondary forest communities, *Pinus sylvestris*

1. Wstęp

Gatunki roślin i zbiorowiska roślinne są jednym z kryteriów identyfikowania typów siedliskowych lasu. Jednostki typologiczne są zbieżne z podziałem syntaksonomicznym, co pozwala wskazać dla nich gatunki wyróżniające (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004). Zespoły roślinne nie są wprawdzie jednoznacz-

nym wskaźnikiem typów siedliskowych lasu (Lasota et al. 2005; Sikorska, Lasota 2007), ale można oczekiwać, że rozróżnianie siedlisk na bazie cech fitocenozy jest realne przy uwzględnieniu syntaksonów niższej rangi (Danielewicz et al. 2013). Jednak w praktyce diagnozowania i klasyfikacji siedlisk leśnych możliwości wykorzystania roślinności są ograniczone ze względu na zniekształcenia lasów oraz zbiorowiska zastępcze

(Sikorska, Lasota 2007). Fitocenozy z drzewostanem młodocianym lub niezgodnym z siedliskiem charakteryzują się zazwyczaj zaburzonym lub nawet całkowicie zmienionym składem gatunkowym w stosunku do fitocenozy potencjalnej (Łaska 2006). Silny efekt zniekształcający strukturę zbiorowiska roślinnego ma zwłaszcza jednoczesna pinetyzacja i monotypizacja drzewostanu. W takich sytuacjach elementy fitocenotyczne pełnią w diagnozie siedliskowej rolę drugoplanową, a głównym kryterium oceny siedlisk są czynniki glebowe (Brożek et al. 2007; Sikorska, Lasota 2007). Zważywszy jednak na rosnące zainteresowanie tzw. ekologizacją leśnictwa, a także na konieczność ochrony całych fitocenoz leśnych (Rutkowski 2009), rozpoznanie zróżnicowania i struktury roślinności rzeczywistej może być bardzo pomocne w konkretnych decyzjach hodowlanych (Rutkowski 2012). Nawet w fitocenozach zniekształconych prawdopodobnie jest występowanie lokalnych gatunków wskaźnikowych (Stefańska 2007; Stefańska-Krzaczek 2011), które niekoniecznie pokrywają się z typowymi wskaźnikami (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004). Można przypuszczać, że pod wpływem dominacji sosny w pierwszej kolejności zanikać będzie odrębność florystyczna typów siedliskowych lasu sąsiadujących w siatce typologicznej. Jednak ze względu na złożoność czynników kształtujących warunki siedliskowe przynajmniej minimalna zmienność roślinności powinna się utrzymać, nawet w przypadku silnej pinetyzacji. Oznacza to, że analiza roślinności, nawet silnie zmienionej, może wskazać naturalny gradient zmienności fitocenoz danego terenu i kierunek ich ewentualnej przebudowy.

Celem pracy jest ocena stopnia zróżnicowania fitocenoz leśnych z drzewostanami sosnowymi występującymi na różnych typach siedliskowych lasu. Postawiono następujące pytania szczegółowe: czy typy siedliskowe lasu wykazują odrębność florystyczną i strukturalną mimo monotypizacji drzewostanu oraz czy preferencje gatunków występujących w badanych borach wskazują na różnice w warunkach siedliskowych typów siedliskowych lasu, a także jakie jest zróżnicowanie fitosocjologiczne na tle zróżnicowania typologicznego.

2. Charakterystyka terenu badań

Zgodnie z regionalizacją przyrodniczo-leśną Nadleśnictwo Turawa (RDLP Katowice) położone jest w Krainie Śląskiej, w mezoregionie Borów Stobrawskich (Zielony, Kliczkowska 2012). Teren nadleśnictwa jest mało zróżnicowany, rozległe tereny są zupełnie płaskie z niewysokimi wzniesieniami, wysokość nie przekracza 200 m n.p.m. Na 82,6% powierzchni leśnej panuje sosna

zwyczajna. Dominujące powierzchniowo typy siedliskowe lasu to: bór mieszany wilgotny (BMw) zajmujący 35% powierzchni leśnej nadleśnictwa, las mieszany wilgotny (LMw, 21%), bór mieszany świeży (BMśw, 18%) oraz bór świeży (Bśw, 15%) (Plan urządzenia lasu 2007).

Zgodnie z operatem glebowo siedliskowym (2007) gleby badanych siedlisk boru świeżego (Bśw) to głównie gleby bielicowe właściwe oraz rdzawe bielicowe. Siedliska te reprezentują w większości wariant świeży (Bśw1), ale częściowo także wariant silnie świeży (Bśw2), oraz są w zdecydowanej większości w stanie naturalnym (N1). Badane siedliska boru mieszanego świeżego (BMśw) związane są głównie z glebami bielicowymi właściwymi i rdzawymi bielicowymi. Większość badanych powierzchni stanowi wariant silnie świeży (BMśw2), a siedliska są w stanie zbliżonym do naturalnego (N2). Siedliska boru mieszanego wilgotnego (BMw) związane są głównie z glebami glejo-bielicowymi murszastymi oraz glebami gruntowoglejowymi murszastymi. Siedliska te reprezentują wariant wilgotny (BMw1) oraz stan zbliżony do naturalnego (N2). Siedliska lasu mieszanego wilgotnego (LMw) reprezentują głównie gleby opadowoglejowe bielicowane, opadowoglejowe właściwe, gruntowoglejowe murszaste i gruntowoglejowe właściwe. Siedliska lasu mieszanego wilgotnego (LMw) reprezentują wariant wilgotny (LMw1) oraz w większości są one zniekształcone na skutek złe prowadzonej gospodarki (Zb1).

3. Materiał i metody

Dane zebrano w obrębie Jełowa (współrzędne środka geometrycznego: 18°3'48,328"E, 50°49'51,704"N) i Kuźnice Kluczborskie (18°1'25,912"E, 50°53'44,245"N), gdzie siedliska Bśw, BMśw, BMw i LMw zajmują duże i zwarte powierzchnie. Ze względu na dostępne dla Nadleśnictwa Turawa stosunkowo nowe opracowanie glebowo-siedliskowe (Operat glebowo-siedliskowy 2007) nie weryfikowano danych siedliskowych i przyjęto typy siedliskowe lasu zgodnie z obowiązującym dokumentem. Na podstawie map przeglądowych (1:25 000) dla każdego z czterech typów siedlisk (Bśw, BMśw, BMw i LMw) wytypowano 30 wydzieł leśnych: 15 wydzieł z drzewostanem w wieku 21–40 lat oraz 15 wydzieł z drzewostanem starszym niż 80 lat. Łącznie przebadano 120 wydzieł reprezentujących 4 grupy drzewostanów młodocianych i 4 grupy drzewostanów dojrzałych. W wybranych wydziełach, minimum 50 m od granicy wydziału, założono powierzchnie kołowe o promieniu 8 m każda (201 m²). Wybierano powierzchnie homogeniczne i reprezentatywne dla całego wydziału leśnego, z pominięciem mikrosiedlisk i miejsc zabu-

rzonych. Na powierzchniach oszacowano pokrycie warstwy drzew (z rozbiem na a1 i a2) i warstwy krzewów (z rozbiem na b1 – o wysokości 3–8 m i b2 – o wysokości 0,6–3 m) oraz warstwy runa (c) i warstwy mszystej (d). Dla każdej warstwy zanotowano wszystkie gatunki, określając ich pokrycie wg zmodyfikowanej skali Braun-Blanqueta (Faliński 2001; Mueller-Dombois, Ellenberg 2002): 5 – gatunek pokrywa 75,1–100% powierzchni, 4 – 50,1–75%, 3 – 25,1–50%, 2 – 10,1–25%, 1 – 1,1–10%, + – do 1%, r – pojedynczy okaz w zdjęciu. Zebrane dane zostały włączone do bazy Polish Vegetation Database (Kački, Śliwiński 2012).

Florystyczne powiązania badanych powierzchni na tle typów siedliskowych lasu przeanalizowano metodą ordynacyjną. W celu wybrania metody odpowiedniej dla zebranych danych wykonano nietendycyjną analizę zgodności (Detrended Correspondence Analysis – DCA). Jej wynikiem jest m.in. długość gradientu reprezentowanego przez pierwszą oś ordynacyjną i mierzonego w odchyleniach standardowych (SD) (Piernik 2008). Gdy długość gradientu jest mniejsza niż 3 SD rekomendowana do dalszych badań jest analiza składowych głównych (Principal Components Analysis – PCA) (Piernik 2008). W wyniku analizy danych wykorzystanych do niniejszej pracy otrzymano długość gradientu równą 2.298 SD, co było podstawą do zastosowania metody PCA w dalszych badaniach. Analizy wykonano w programie CANOCO (Lepš, Šmilauer 2003). Aby podkreślić jakościowe różnice w składzie gatunkowym, skalę ilościową zamieniono na skalę porządkową van der Maarela: 9, 8, 7, 5, 3, 2, 1 (Dzwonko 2007).

W celu oceny stopnia przywiązania określonych gatunków do typu siedliskowego lasu w programie JUICE (Tichý 2002) obliczono wierność i frekwencję gatunków dla typów siedliskowych lasu (TSL). Analizowano oddzielnie drzewostany dojrzałe i młode. Za miarę wierności przyjęto współczynnik phi, obliczenia wykonano dla danych binarnych, a wartość wierności równa zero przyjęta była dla gatunków z $p < 0,05$ na podstawie dokładnego testu Fishera (Tichý et al. 2010).

Porównano również bogactwo gatunkowe, pokrycie warstw i bonitację drzewostanu. Obliczono średnią liczbę gatunków w każdej grupie drzewostanów, średnie pokrycie warstw b (łącznie b1 i b2), c i d oraz średnią bonitację zaczerpniętą dla badanych wydzieleni z opisu taksacyjnego drzewostanu (Plan urządzenia lasu 2007). Istotność różnic między średnimi zbadano testem Kruskala-Wallisa oraz testami porównań wielokrotnych w programie STATISTICA (StatSoft Inc. 2013). Zrezygnowano natomiast z porównania pokrycia warstw drzewostanu, ponieważ jest ono bezpośrednio uzależnione od wykonywanych zabiegów pielęgnacyjnych.

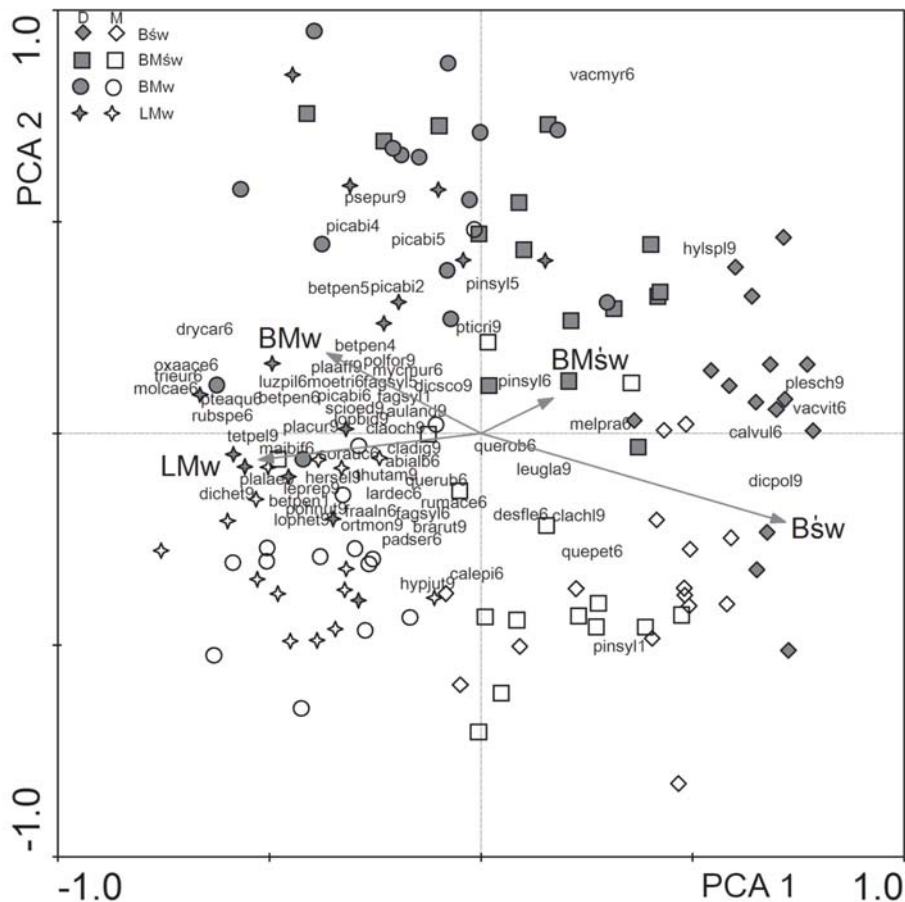
Dla każdej powierzchni badawczej, posługując się liczbami ekologicznymi dla gatunków roślin naczyniowych (Ellenberg et al. 1992), obliczono wskaźniki ekologiczne: świetlny, wilgotności podłoża, odczynu podłoża i trofizmu podłoża (L_{EIV} , F_{EIV} , R_{EIV} , N_{EIV}). Następnie obliczono wartości średnie wskaźników dla każdej grupy drzewostanów. Istotność różnic między średnimi zbadano przy pomocy testu Kruskala-Wallisa oraz testów porównań wielokrotnych w programie STATISTICA.

W celu stwierdzenia zróżnicowania fitytosocjologicznej roślinności na tle typów siedliskowych lasu dane z powierzchni badawczych poddano klasyfikacji dzielącej na podstawie gatunków wyróżniających (Two Way Indicator Species Analysis). Analizę wykonano w programie JUICE (aplikacja TWINSPAN). Wyróżnione w analizie grupy zdjęć były podstawą do identyfikacji zbiorowisk na podstawie przynależności syntaksonomicznej gatunków (Matuszkiewicz 2001).

4. Wyniki

Wartości własne osi PCA były niskie (oś PCA1 – 0,214; oś PCA2 – 0,097), świadczy to o ogólnie niedużym zróżnicowaniu składu gatunkowego płatów w badanym gradiencie siedlisk. Przede wszystkim płaty roślinne Bśw były różne od płatów na siedliskach wilgotnych (LMw i BMw) (ryc. 1). Gatunki wyraźnie związane z Bśw to wrzos pospolity *Calluna vulgaris*, widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum*, rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi* i borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*. Przeciwną była grupa gatunków łącznie ujętych siedlisk wilgotnych (BMw i LMw): nerecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, trzęślica modra *Molinia caerulea*, orlica pospolita *Pteridium aquilinum*, czteroząb przezroczysty *Tetraphis pellucida* i konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*. Wskazano także gatunki związane z drzewostanami dojrzałymi: borówka czarna *Vaccinium myrtillus*, gajnik lśniący *Hylocomium splendens*, brodawkowiec czysty *Pseudoscleropodium purum*, a także gatunki drzewiaste warstwy B. Związek z drzewostanami młodocianymi wykazał trzcinnik piaszkowy *Calamagrostis epigeios*. W przypadku drzewostanów młodocianych wyraźniejszy był podział na siedliska świeże oraz wilgotne – powierzchnie reprezentujące Bśw i BMśw były bardziej skupione, podobnie powierzchnie reprezentujące BMw i LMw (ryc. 1).

Analiza wierności i frekwencji gatunków w grupach drzewostanów wykazała, że Bśw i LMw miały wyraźne gatunki wskaźnikowe (tab. 1). Część gatunków wytypowanych dla BMw związanych była również z LMw, natomiast związek z BMśw stwierdzono zaledwie



Rycina 1. Zróźnicowanie roślinności typów siedliskowych lasu

Figure 1. Vegetation diversity of the forest site types

Objaśnienia / Explanations: D – drzewostany dojrzałe / mature stands, M – drzewostany młodociane / young stands; **kody gatunków / species codes:** abialb – *Abies alba*, auland – *Aulacomnium androgynum*, betpen – *Betula pendula*, brarut – *Brachythecium rutabulum*, calepi – *Calamagrostis epigeios*, calvul – *Calluna vulgaris*, clachl – *Cladonia chlorophaea*, cladig – *Cladonia digitata*, claoch – *Cladonia ochrochlora*, desfle – *Deschampsia flexuosa*, diche – *Dicranella heteromalla*, dicpol – *Dicranum polysetum*, dicsco – *Dicranum scoparium*, drycar – *Dryopteris carthusiana*, fagsyl – *Fagus sylvatica*, fraaln – *Frangula alnus*, hersel – *Herzogiella seligeri*, hylspl – *Hylocomium splendens*, hypjut – *Hypnum jutlandicum*, lardec – *Larix decidua*, leprep – *Lepidozia reptans*, leugla – *Leucobryum glaucum*, lophid – *Lophocolea bidentata*, lophet – *Lophocolea heterophylla*, luzpil – *Luzula pilosa*, maibif – *Maianthemum bifolium*, melpra – *Melampyrum pratense*, moetri – *Moehringia trinervia*, molcae – *Molinia caerulea*, mycmur – *Mycelis muralis*, ortmon – *Orthodicranum montanum*, oxaace – *Oxalis acetosella*, picabi – *Picea abies*, pinsyl – *Pinus sylvestris*, plaaff – *Plagiomnium affine*, placur – *Plagiothecium curvifolium*, plalae – *Plagiothecium laetum*, plesch – *Pleurozium schreberi*, pohnut – *Pohlia nutans*, polfor – *Polytrichastrum formosum*, padser – *Padus serotina*, psepur – *Pseudoscleropodium purum*, pteaqu – *Pteridium aquilinum*, pticri – *Ptilium crista-castrensis*, quepet – *Quercus petraea*, querob – *Quercus robur*, querub – *Quercus rubra*, rubspe – *Rubus species*, rumace – *Rumex acetosella*, scioed – *Sciuro-hypnum oedipodium*, sorauc – *Sorbus aucuparia*, tetpel – *Tetraxis pellucida*, thutam – *Thuidium tamariscinum*, trieur – *Trientalis europaea*, vacmyr – *Vaccinium myrtillus*, vacvit – *Vaccinium vitis-idaea*; 1 – warstwa / layer a1, 2 – warstwa / layer a2, 4 – warstwa / layer b1, 5 – warstwa / layer b2, 6 – warstwa / layer c, 9 – warstwa / layer d.

u dwóch gatunków: płozika różnolistnego *Lophocolea heterophylla* i widłozęba miotłowego *Dicranum scoparium*. Pewna liczba gatunków wytypowanych jako wskaźnikowe w zbiorowiskach z dojrzałym drzewostanem spełniała też rolę wskaźnikową w drzewostanach młodocianych, które jednak charakteryzowały się także

występowaniem własnych gatunków rozróżniających typy siedliskowe lasu. Zaznaczyła się także w grupie drzewostanów młodocianych tendencja do występowania gatunków wskaźnikowych siedlisk uboższych na siedliskach żyzniejszych.

Tabela 1. Wierność gatunków wskaźnikowych badanych typów siedliskowych lasu z uwzględnieniem drzewostanów dojrzałych i młodocianych

Table 1. Fidelity of indicative species of the forest site types in mature and young stands

Gatunki / Species	L	Drzewostany dojrzałe / Mature stands				Drzewostany młodociane / Young stands			
		Bśw	BMśw	BMw	LMw	Bśw	BMśw	BMw	LMw
<i>Calluna vulgaris</i>	c	59.9
<i>Leucobryum glaucum</i>	d	46.9
<i>Dicranum polysetum</i>	d	47.1	.	.	.	29	36.7	.	.
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	c	36.3	35.9	.	.
<i>Lophocolea heterophylla</i>	d	.	35	42.3	.
<i>Dicranum scoparium</i>	d	.	31.9
<i>Dryopteris carthusiana</i>	c	.	.	40.4	25	.	.	38.6	.
<i>Betula pendula</i>	b2	.	.	39.3
<i>Trientalis europaea</i>	c	.	.	35	27.2	.	.	48.1	.
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	d	.	.	33.2
<i>Oxalis acetosella</i>	c	.	.	32.9	32.9	.	.	26.9	43.4
<i>Molinia caerulea</i>	c	.	.	30.9	38.6	.	.	27.8	36.3
<i>Thuidium tamariscinum</i>	d	.	.	.	62.9
<i>Rubus</i> sp.	c	.	.	.	50.5
<i>Fagus sylvatica</i>	b2	.	.	.	50.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	c	.	.	.	40.8	.	.	.	49
<i>Plagiothecium laetum</i>	d	.	.	.	40.4	.	.	.	31.9
<i>Cladonia ochrochlora</i>	d	.	.	.	32.3
<i>Luzula pilosa</i>	c	.	.	.	31.9
<i>Hypnum jutlandicum</i>	d	.	.	.	30.9
<i>Calamagrostis epigeios</i>	c	51.9	.	.	.
<i>Hylocomium splendens</i>	d	49	.	.	.
<i>Melampyrum pratense</i>	c	46.5	.	.
<i>Herzogiella seligeri</i>	d	32.7	.	.
<i>Orthodicranum montanum</i>	d	30.9	.	.
<i>Dicranella heteromalla</i>	d	47.1	.
<i>Betula pendula</i>	c	40.4	.
<i>Tetraphis pellucida</i>	d	34.8	34.8
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	d	32.9	.
<i>Betula pendula</i>	a1	51
<i>Maianthemum bifolium</i>	c	45.3

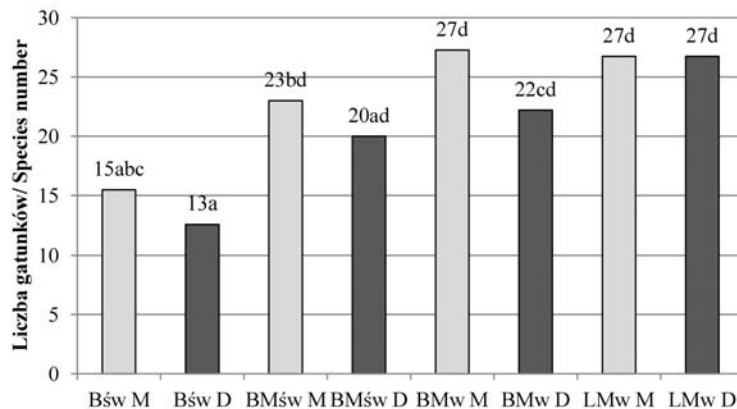
Objaśnienia: L – warstwa: a1 – wyższa warstwa drzew, b2 – niższa warstwa krzewów, c – warstwa zielna, d – warstwa mszysta. Przedstawiono gatunki o wierności przewyższającej 30 i frekwencji minimum 30%

Explanations: L – layer: a1 – high tree layer, b2 – low shrub layer, c – herb layer, d – moss layer. Species with fidelity higher than 30 and frequency higher than 30% were presented.

Najniższe bogactwo gatunkowe zarówno w grupie drzewostanów dojrzałych, jak i młodocianych stwierdzono dla Bśw, a najwyższe dla LMw (ryc. 2). Różnice były istotne statystycznie tylko w przypadku porównania tych skrajnych siedlisk oraz Bśw i BMw. Różnice między młodocianymi i dojrzałymi drzewostanami na tych samych siedliskach nie były istotne statystycznie.

Warstwy b, c i d tylko częściowo różnicowały analizowane siedliska (tab. 2). W fitocenozach z drzewostanem dojrzałym pokrycie warstwy b było najniższe na siedliskach Bśw i różniło się istotnie w porównaniu z BMw i LMw. W fitocenozach z drzewostanem mło-

docianym cecha ta nie była różnicująca. Pokrycie warstwy c nie wykazało różnic istotnych statystycznie bez względu na grupę wiekową. Pokrycie warstwy d było istotnie wyższe na Bśw w porównaniu z BMw i LMw zarówno w grupie drzewostanów dojrzałych, jak i młodocianych. Różnice między fitocenozy z młodocianym i dojrzałym drzewostanem na tych samych siedliskach zaznaczyły się na Bśw oraz na BMw i LMw. W drzewostanach młodocianych pokrycie warstwy c było istotnie niższe na siedliskach Bśw, natomiast pokrycie warstwy b na siedliskach BMw i LMw.



Rycina 2. Bogactwo gatunkowe typów siedliskowych lasu z uwzględnieniem drzewostanów dojrzałych i młodocianych
Objaśnienia: D – drzewostany dojrzałe (ciemnoszare słupki), M – drzewostany młodociane (słupki jasnoszare); wartości z tą samą literą nie są istotnie statystycznie zgodnie z testem Kruskala-Wallisa przy $p=0,05$

Figure 2. Species richness of the forest site types in mature and young stands

Explanations: D – mature stands (dark grey bars), M – young stands (light grey bars); values followed by the same letter are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p=0.05$

Tabela 2. Średnie pokrycie warstw w fitocenozach występujących na badanych typach siedliskowych lasu z uwzględnieniem drzewostanów dojrzałych i młodocianych

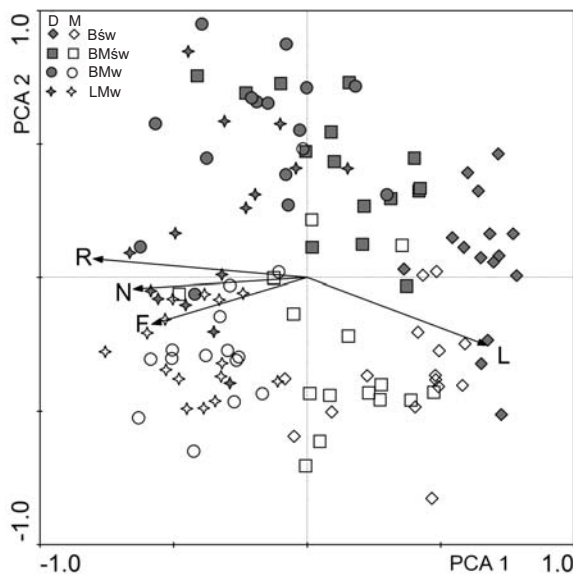
Table 2. Mean cover of layers in plant communities of mature and young stands occurring in the examined forest site types

Typ siedliskowy lasu Site type	Warstwy / Layers		
	b (b1+b2)	c	d
Bśw M	3 ^a	20 ^a	67 ^{ab}
Bśw D	4 ^{ab}	70 ^b	77 ^a
BMśw M	7 ^{ab}	41 ^{ac}	56 ^{ac}
BMśw D	14 ^{bcd}	61 ^{bc}	67 ^{ad}
BMw M	6 ^{ab}	44 ^{acd}	28 ^c
BMw D	25 ^{cd}	67 ^{bd}	47 ^{bcd}
LMw M	9 ^{ac}	43 ^{acd}	26 ^c
LMw D	39 ^d	58 ^{bed}	41 ^{bcd}

Objaśnienia: b – warstwa krzewów, c – warstwa zielna, d – warstwa mszysta; D – drzewostany dojrzałe, M – drzewostany młodociane; wartości z tą samą literą nie są istotnie statystycznie zgodnie z testem Kruskala-Wallisa przy $p=0,05$
 Explanations: shrub layer, c – herb layer, d – moss layer; D – mature stands, M – young stands; values followed by the same letter are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p=0.05$

Bonitacja drzewostanów dojrzałych (Bśw II.4, BMśw I.9, BMw I.8, LMw I.6) różniła się istotnie ($p=0,05$) przy porównaniu Bśw z LMw i BMw oraz BMśw z LMw. Średnia bonitacja drzewostanów młodocianych (Bśw I.4, BMśw I.4, BMw I.07, LMw I.03) nie różniła się istotnie.

Wskaźniki ekologiczne sugerują zróżnicowanie warunków siedliskowych w całym badanym gradiencie



Rycina 3. Gradient czynników siedliskowych oparty na preferencjach siedliskowych gatunków na tle typów siedliskowych lasu. **Objaśnienia:** D – drzewostany dojrzałe, M – drzewostany młodociane; L – światło, F – wilgotność podłoża, R – odczyn podłoża, N – trofizm podłoża.

Figure 3. Gradient of site factors based on species preferences in relation to the forest site types. Explanations: D – mature stands, M – young stands; L – light, F – ground moisture, R – ground reaction, N – ground trophism.

siedlisk (ryc. 3), jednak, tak jak w przypadku analizowanych wcześniej cech, wyraźną granicę można postawić przede wszystkim między Bśw oraz BMw i LMw (tab. 3). Siedliska Bśw wyróżniał wyższy wskaźnik świetlny oraz niższy wskaźnik wilgotności, odczynu i trofizmu podłoża. Różnice między młodocianymi i doj-

Tabela 3. Średnie wskaźniki ekologiczne dla typów siedliskowych lasu z uwzględnieniem drzewostanów dojrzałych i młodocianych

Table 3. Mean ecological indices for the forest site types in mature and young stands.

Typ siedliskowy lasu Site type	L _{EIV}	F _{EIV}	R _{EIV}	N _{EIV}
Bśw M	6.1 ^a	5.1 ^{ab}	2.5 ^{ab}	3.1 ^{ab}
Bśw D	6.2 ^a	4.4 ^a	1.8 ^a	1.8 ^c
BMśw M	5.9 ^{ab}	5.5 ^b	2.7 ^{abc}	2.4 ^{ac}
BMśw D	5.8 ^{ab}	5.1 ^{ab}	2.7 ^{ac}	2.5 ^{acd}
BMw M	5.8 ^{ab}	5.7 ^b	3.1 ^{bc}	3 ^{ade}
BMw D	5.5 ^{bc}	5.2 ^{ab}	3.1 ^{bc}	3 ^{ae}
LMw M	5.4 ^{bc}	5.6 ^b	3.2 ^{bc}	3.2 ^{bde}
LMw D	5.3 ^c	5.6 ^b	3.4 ^c	3.4 ^{bc}

Objaśnienia: L_{EIV} – wskaźnik świetlny, F_{EIV} – wskaźnik wilgotności podłoża, R_{EIV} – wskaźnik odczynu podłoża, N_{EIV} – wskaźnik trofizmu podłoża; D – drzewostany dojrzałe, M – drzewostany młodociane; wartości z tą samą literą nie są istotnie statystycznie zgodne z testem Kruskala-Wallisa przy $p=0,05$.

Explanations: L_{EIV} – light index, F_{EIV} – moisture index, R_{EIV} – reaction index, N_{EIV} – trophism index; D – mature stands, M – young stands; values followed by the same letter are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p=0.05$.

Tabela 4. Stałość gatunków w wyróżnionych zbiorowiskach roślinnych (skrótowa tabela syntetyczna)

Table 4. Species constancy in the identified plant communities (shortened synoptic table)

	L	1	2	3	4
Liczba powierzchni Plots number Bśw		12M, 15D	3M		
Liczba powierzchni Plots number BMśw		3M, 7D	11M, 7D	2M, 1D	
Liczba powierzchni Plots number BMw		1D	14M, 12D	1D	1M
Liczba powierzchni Plots number LMw			12M, 11D		3M, 4D
Drzewa i krzewy / Trees and shrubs					
<i>Pinus sylvestris</i>	a1	V	V	V	V
<i>Betula pendula</i>	a1		I		III
<i>Picea abies</i>	b1	I	III		II
<i>Fagus sylvatica</i>	b1		I	II	III
<i>Picea abies</i>	b2	III	III	II	IV
<i>Fagus sylvatica</i>	b2	I	I	II	IV
<i>Quercus robur</i>	b2	I	I	IV	I
<i>Pinus sylvestris</i>	c	V	V	II	III
<i>Quercus robur</i>	c	V	V	IV	IV
<i>Quercus petraea</i>	c	IV	III	II	IV
<i>Picea abies</i>	c	II	III	II	IV
<i>Betula pendula</i>	c	I	IV	II	IV
<i>Sorbus aucuparia</i>	c	II	III	III	II
ChCl. Vaccinio-Piceetea					
<i>Vaccinium myrtillus</i>	c	V	V	IV	V
<i>Pleurozium schreberi</i>	d	V	V	V	IV
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	c	V	III	V	
<i>Hylocomium splendens</i>	d	V	III	III	I
<i>Dicranum scoparium</i>	d	I	II	III	
<i>Melampyrum pratense</i>	c	II	I	IV	
<i>Trientalis europaea</i>	c		IV		III

	L	1	2	3	4
ChO. Cladonio-Vaccinietalia					
<i>Dicranum polysetum</i>	d	V	III	IV	
DSAll. Dicrano-Pinenion					
<i>Luzula pilosa</i>	c		II		IV
DAss. Leucobryo-Pinetum					
<i>Deschampsia flexuosa</i>	c	III	III	IV	I
<i>Leucobryum glaucum</i>	d	II	II		
Inne / Others					
<i>Polytrichastrum formosum</i>	d	V	V	IV	V
<i>Hypnum jutlandicum</i>	d	III	III	III	V
<i>Calluna vulgaris</i>	c	IV	I	III	
<i>Molinia caerulea</i>	c	I	V		V
<i>Pohlia nutans</i>	d	II	IV	V	III
<i>Dryopteris carthusiana</i>	c	I	IV		IV
<i>Rubus sp</i>	c	I	IV	II	V
<i>Pteridium aquilinum</i>	c	I	III	II	IV
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	d	II	III	V	III
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i>	d	I	III		II
<i>Dicranella heteromalla</i>	d	I	III		III
<i>Lophocolea heterophylla</i>	d	I	III		II
<i>Orthodicranum montanum</i>	d	I	III	IV	II
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	d	I	III	III	II
<i>Oxalis acetosella</i>	c		III		IV
<i>Brachythecium rutabulum</i>	d	I	I	III	I
<i>Cladonia ochrochlora</i>	d	I	I	III	II
<i>Herzogiella seligeri</i>	d	I	II	III	II
<i>Plagiomnium affine</i>	d	I	II	II	IV
<i>Maianthemum bifolium</i>	c		I		IV
<i>Plagiothecium laetum</i>	d		II		IV
<i>Tetraphis pellucida</i>	d	I	II		III
<i>Thuidium tamariscinum</i>	d		I		IV

Objaśnienia: 1 – *Leucobryo-Pinetum*, 2 – zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Molinia caerulea*, 3 – zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Quercus sp.*, 4 – zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Fagus sylvatica*; L – warstwa: a1 – wyższa warstwa drzew, a2 – niższa warstwa drzew, b1 – wyższa warstwa krzewów, b2 – niższa warstwa krzewów, c – warstwa zielna, d – warstwa mszysta; D – drzewostany dojrzałe, M – drzewostany młodociane; usunięto gatunki z I klasą stałości (=frekwencja niższa niż 20%) we wszystkich kolumnach.

Explanations: 1 – *Leucobryo-Pinetum*, 2 – community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea*, 3 – community of *Pinus sylvestris* and *Quercus sp.*, 4 – community of *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica*; L – layer: a1 – high tree layer, a2 – low tree layer, b1 – high shrub layer, b2 – low shrub layer, c – herb layer, d – moss layer; D – mature stands, M – young stands; species with constancy of class I (=frequency lower than 20%) in all columns were deleted.

rzałymi drzewostanami na tych samych siedliskach były w większości nieistotne, jedynie wartość wskaźnika trofizmu podłoża była istotnie wyższa dla drzewostanów młodocianych.

Zróżnicowanie fitosocjologiczne badanych płatów było niewielkie. Część płatów, przede wszystkim z Bśw włączyć można do zespołu *Leucobryo-Pinetum* (tab. 4, kolumna 1). Większość badanych powierzchni, głównie z siedlisk wilgotnych, reprezentowało fitocenozy zastępcze określone jako zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Molinia caerulea* (tab. 4, kolumna 2). Zbiorowisko to

można włączyć do związku *Dicrano-Pinion*, ale trudno zaklasyfikować do określonego zespołu. Nieliczne płaty nawiązywały składem gatunkowym runa do zespołu *Leucobryo-Pinetum*, ale wyróżniały się udziałem buka i dębu szypułkowego w różnych warstwach zbiorowiska. Wydzielono je jako zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Quercus sp.* (tab. 4, kolumna 3). Wyodrębniła się również grupa płatów z siedlisk wilgotnych, lokalnie najżyźniejszych (tab. 4, kolumna 4), która nawiązywała do zbiorowiska z *Pinus sylvestris* i *Molinia caerulea*. W porównaniu z tym zbiorowiskiem marginalne znaczenie

miały: borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*, widłoząb miotlasty *Dicranum scoparium*, w. kędzierzawy *D. polysetum* i gajnik lśniący *Hylocomium splendens*. Ponadto, w warstwie krzewów częściej niż w zbiorowisku z *Pinus sylvestris* i *Molinia caerulea* występował buk, rzadko pojawiał się grab. Grupę tę wyodrębniono więc jako odrębne zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Fagus sylvatica*.

5. Dyskusja

Analizowane w niniejszej pracy typy siedliskowe lasu reprezentują trzy grupy troficzne siedlisk leśnych: bory, bory mieszane i lasy mieszane. Można zatem oczekiwać, że związana z nimi roślinność będzie wykazywała swoiste cechy. Jednak badane siedliska stanowią przestrzenną ciągłość wynikającą z ciągłości w skali lokalnej warunków geologiczno-topograficznych, ponadto nie różnią się znacznie wariantem uwilgotnienia. Potwierdzeniem względnej jednorodności siedlisk może być bonitacja drzewostanów. Różni się ona jedynie w przypadku porównania Bśw z BMw i LMw oraz BMśw z LMw. Spodziewać się można, że wskaźnik ten będzie różnicować pary TSL z definicji różniące się troficznie, jednak w warunkach dobrego uwilgotnienia gleby różnice w trofizmie mogą być drugoplanowe (Sewerniak 2013).

Nadmierny udział sosny w drzewostanie jest dodatkowym czynnikiem ujednociającym roślinność. Dominacja tego gatunku zwiększa produkcję kwaśnego i ubożego w składniki pokarmowe opadu roślinnego (Jonczak 2012), a w efekcie powierzchniowe poziomy gleb upodabniają się do górnych poziomów gleb oligotroficznymi (Sewerniak 2011). Dochodzi więc do ujednoczenia roślinności pod względem florystycznym i strukturalnym (Olaczek 1974; Łaska 2006). Na badanym terenie utrzymują się jednak różnice między siedliskami odmiennymi pod względem troficznym i wilgotnościowym, jak Bśw i LMw oraz Bśw i BMw. Jak się zatem spodziewano w przypadku pinetyzacji i monotypizacji drzewostanu w pierwszej kolejności zanika odrębność florystyczna typów siedliskowych lasu sąsiadujących w siatce typologicznej, nie zanika natomiast zróżnicowanie w całym gradiencie siedliskowym.

Mimo słabej odrębności florystycznej typów siedliskowych lasu wytypowano gatunki wskaźnikowe mające charakter lokalny, dotyczy to również drzewostanów młodocianych. Ponadto stwierdzono, że w przypadku drzewostanów młodocianych na siedliska żyźniejsze przechodzą gatunki występujące w drzewostanach dojrziałych siedlisk uboższych. Podobne zależności zaobserwowano na świeżych siedliskach borowych w Borach Dolnośląskich (Stefańska 2007; Stefańska-Krzaczek

2011). Potwierdza to użyteczność fitowskaźników w diagnostyce siedliskowej nawet w przypadku zbiorowisk zdegenerowanych (Czerwiński 1999; Rutkowski 2012). Wytypowane wskaźniki typów siedliskowych lasu są wprawdzie wynikiem syntezy danych z wielu powierzchni, a część z nich to drobne organizmy zarodnikowe, jednak stanowią dodatkową możliwość oceny warunków siedliskowych.

Wskutek wspomnianej pinetyzacji i monotypizacji drzewostanów roślinność rzeczywista badanych siedlisk w większości nie odpowiada roślinności potencjalnej. Dla Bśw roślinność potencjalną stanowi subatlantycki bór sosnowy świeży *Leucobryo-Pinetum* (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004; Sikorska, Lasota 2007) i został on stwierdzony w zebranych materiale na siedliskach Bśw. Na pozostałych badanych typach siedlisk leśnych występują jednak fitocenozy zastępcze. Na siedliskach BMw i LMw stwierdzono w większości występowanie zbiorowiska z *Pinus sylvestris* i *Molinia caerulea*. Zbiorowisko to może stanowić spinetyzowaną formę trzęślicowego podzespołu boru mieszanego *Quercus robur-Pinetum molinietosum*, jak i kwaśnej dąbrowy z trzęślicą modrą *Molinio caeruleae-Quercetum robur*. Ponadto, płaty z siedlisk wilgotnych z udziałem buka i grabu oraz zmniejszonym udziałem gatunków borowych mogą wskazywać na silniejszy związek z najuboższymi zbiorowiskami grądowymi. Powiązania florystyczne badanych płatów z *Quercus robur-Pinetum molinietosum*, *Molinio caeruleae-Quercetum robur* oraz z grądami są istotne, ponieważ są to jednostki wytypowane jako roślinność potencjalna dla badanych siedlisk. *Quercus robur-Pinetum*, także z uwzględnieniem podzespołu *molinietosum*, podawane jest jako zbiorowisko związane z BMw (Sikorska, Lasota 2007), *Molinio caeruleae-Quercetum robur* zarówno z BMw, jak i LMw (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004; Danielewicz et al. 2013). Także grądy wskazywane są jako związane z LMw (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004; Sikorska, Lasota 2007; Danielewicz et al. 2013). Siedliska BMśw są niejednoznaczne pod względem roślinności. Część płatów roślinnych występujących na tych siedliskach reprezentuje zespół *Leucobryo-Pinetum*, który w przypadku tych siedlisk jest zbiorowiskiem zastępczym albo dla kwaśnej dąbrowy trzcinnikowej *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* albo dla boru mieszanego *Quercus robur-Pinetum*, które mogą stanowić roślinność potencjalną BMśw (Sikorska, Lasota 2007; Danielewicz et al. 2013). W przypadku płatów diagnozowanych obecnie do *Leucobryo-Pinetum* byłyby to prawdopodobnie podzespoły typowe dla tych jednostek (Kasprowicz 2010). Większość płatów z siedlisk BMśw została jednak połączona z siedliskami wilgotnymi w zbiorowisko z *Pinus sylvestris* i *Molinia caerulea*. Nie wyklucza to wspomnianej

nych zespołów (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* i *Quercu roboris Pinetum*) jako roślinności potencjalnej. W tym wypadku bardziej prawdopodobne byłyby podzespoły wilgotne *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae molinietosum* i *Quercu roboris Pinetum molinietosum* (Kasprzewicz 2010). Nie można jednak wykluczyć także dąbrowy trzęslicowej *Molinio caeruleae-Quercetum roboris*, choć jest ona przypisywana BMw lub LMw (Sikorska, Lasota 2007; Danielewicz et al. 2013). Na podstawie obecnej struktury i składu gatunkowego fitocenozy nie można więc jednoznacznie wskazać roślinności potencjalnej dla BMśw, BMw i LMw, jednak różnice fitocentyczne między siedliskami badanych typów można wzmocnić przebudową drzewostanu. W związku z tym należy z góry założyć dla każdego siedliska roślinność potencjalną (Rutkowski 2012) np. BMśw – *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*, BMw – *Quercu roboris Pinetum*, LMw – *Tilio-Carpinetum*. Oznacza to przebudowę drzewostanu z wykorzystaniem przede wszystkim dębu bezszypułkowego na BMśw, dębu szypułkowego na BMw oraz dębu szypułkowego, buka i grabu na LMw.

6. Wnioski

W przypadku zbiorowisk zastępczych typowe gatunki wskaźnikowe mogą nie być użyteczne, jednak możliwe jest wskazanie gatunków lokalnie różnicujących.

W wyniku monotypizacji drzewostanu roślinność różnych siedlisk ulega ujednoczeniu. Jednak skład gatunkowy fitocenozy wskazuje na tendencje do spontanicznego kształtowania się układów bardziej zróżnicowanych.

Podziękowania

Autorzy składają podziękowania Dyrekcji i Pracownikom Nadleśnictwa Turawa za udostępnienie niezbędnych do pracy materiałów, dr Monice Staniaszek-Kik za pomoc w oznaczaniu mszaków, prof. dr. hab. Wiesławowi Fałtynowiczowi za pomoc w oznaczaniu porostów, dr. hab. Zygmunta Kąckiemu za dyskusję problematyki pracy oraz Recenzentom za wnikliwą ocenę i inspirujące komentarze.

Badania sfinansowano ze środków MNiSW przyznanych na działalność statutową Katedry Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej Uniwersytetu Wrocławskiego.

Literatura

- Brożek S., Zwydak M., Wanic T., Gruba P., Lasota J. 2007. Kierunki doskonalenia metod rozpoznawania siedlisk leśnych. *Sylwan*, 151(2): 26–34.
- Czerwiński A. 1999. Rola fitosocjologii w diagnostyce i gospodarce leśnej. *Sylwan*, 143(10): 83–94.
- Danielewicz W., Szwed W., Kiciński P. 2013. Znaczenie lasów i ich podział z punktu widzenia leśnictwa, w: *Lasy i zarośla* (red. W. Matuszkiewicz, P. Sikorski, W. Szwed, M. Wierzbą). Warszawa, Wyd. Naukowe PWN, s. 63–73. ISBN 978-83-01-17064-6.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Poznań-Kraków, Wydawnictwo Sorus S.C., 304 s. ISBN 978-83-89949-23-3.
- Ellenberg H., Weber H., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 5–258.
- Faliński J. B. 2001. Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN, 672 s. ISBN 83-01-13239-6.
- Jonczak J. 2012. Wpływ domieszki sosny w drzewostanie bukowym na intensywność wyłukiwania węgla, żelaza i glinu z poziomu organicznego i próchnicznego gleb bielicowo-rdzawych. *Leśne Prace Badawcze*, 73(2): 143–151.
- Kasprzewicz M. 2010. Acidophilous oak forests of the Wielkopolska region (West Poland) against the background of Central Europe. *Biodiversity Research and Conservation*, 20: 1–138.
- Kącki Z., Śliwiński M. 2012. The Polish Vegetation Database: structure, resources and development. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 81(2): 75–79.
- Lasota J., Karp M., Biskup S. 2005. Siedliska kwaśnej dąbrowy trzcinnikowej *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* w środkowej Wielkopolsce. *Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 4(1): 23–39.
- Lepš J., Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, 269 s. ISBN 0-521-8910-6.
- Łaska G. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk zastępczych w Puszczy Knyszyńskiej. Białystok – Poznań, Politechnika Białostocka, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Bogucki Wyd. Naukowe, 503 s. ISBN 83-60247-41-2.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 537 s. ISBN 83-01-13520-4.
- Muller-Dombois D., Ellenberg H. 2002. Aims and methods of vegetation ecology. Caldwell, New Jersey, USA, The Blackburn Press, 547 s. ISBN 1-930665-73-3.
- Olaczek R. 1974. Etapy pinetyzacji grądu. *Phytocoenosis*, 3(3/4): 201–213.
- Operat glebowo-siedliskowy 2007. Nadleśnictwo Turawa. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Brzeg.
- Piernik A. 2008. Metody numeryczne w ekologii na przykładzie zastosowań pakietu MVSP do analiz roślinności. Toruń, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, 98 s. ISBN 987-83-231-2279-1.

- Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Turawa na okres od 1 stycznia 2007 r. do 31 grudnia. 2016 r. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Brzegu, Brzeg 2007.
- Rutkowski P. 2009. Natura 2000 w leśnictwie. Warszawa, Ministerstwo Środowiska, 69 s. ISBN 978-83-89994-03-5.
- Rutkowski P. 2012. Stan i perspektywy rozwoju typologii leśnej w Polsce. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, *Rozprawy Naukowe*, 436: 3–248.
- Sewerniak P. 2011. Zróżnicowanie wybranych właściwości gleb drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce. *Roczniki Gleboznawcze*, 62(1): 142–151.
- Sewerniak P. 2013. Bonitacja drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce w odniesieniu do typów siedliskowych lasu i taksonów gleb. *Sylwan*, 157(7): 516–525.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Załącznik do Zasad Hodowli Lasu. 2004. Bedoń, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych, 264 s. ISBN 83-913320-6-3.
- Sikorska E., Lasota J. 2007. Typologiczny system klasyfikacji siedlisk a fitosocjologiczna ocena siedlisk, w: Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach (red. D. Anderwald). *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie*, 2/3(16): 44–51.
- StatSoft Inc. 2013. Electronic Statistics Textbook. Tulsa, OK: StatSoft. <http://www.statsoft.com/textbook/> [14.10.2013].
- Stefańska E. 2007. Wskaźniki siedlisk boru świeżego i mieszanego świeżego w borach sosnowych Polski południowo-zachodniej, w: Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach (red. D. Anderwald). *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie*, 2/3 (16): 141–152.
- Stefańska-Krzaczek E. 2011. Plant communities of Scots pine stands in the south-eastern part of the Bory Dolnośląskie forest (SW Poland). *Acta Botanica Silesiaca, Monographiae*, 6: 1–98.
- Tichý L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451–453.
- Tichý L., Holt J., Nejezchlebová M. 2010. JUICE program for management, analysis and classification of ecological data. 2nd Edition of the Program Manual. 2nd part. Vegetation Science Group, Masaryk University Brno, Czech Republic. <http://www.sci.muni.cz/botany/juice/> [14.10.2013].
- Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Warszawa, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, 356 s. ISBN 978-83-61633-62-4.

Wkład autorów

E.S-K. jest autorką koncepcji artykułu, opracowała metody badań, wykonała analizy numeryczne, napisała tekst i przygotowała ryciny i tabele. P.P. pozyskał materiały niezbędne do wykonania badań, wykonał prace terenowe, przygotował dane do analiz oraz skorygował tekst pod kątem redakcyjnym i merytorycznym.

Vegetation diversity of the Scots pine stands in different forest sites in the Turawa Forest District

Ewa Stefańska-Krzaczek^{1*}, Paweł Pech²

University of Wrocław, Faculty of Biological Sciences, ¹Institute of Environmental Biology, Department of Botany, Laboratory of Vegetation Ecology, ²Department of Ecology, Biogeochemistry and Environmental Protection, ul. Kanonia 6/8, 50–328 Wrocław, Poland.

*Tel. +48 71 3754084, e-mail: ewa.stefanska-krzaczek@uni.wroc.pl

Abstract. The utility of phytocenotic indices in the diagnosis and classification of forest sites might be limited because of vegetation degeneration in managed forests. However, even in secondary communities it may be possible to determine indicator species, although these may differ from typical and well known plant indicators.

The aim of this work was to assess the vegetation diversity of Scots pine stands in representative forest site types along a moisture and fertility gradient.

In total 120 sample plots from Turawa forests were included in the study. These plots represented young (21–40 years) and old (> 80 years) Scots-pine-dominated stands. The forest sites were categorised according to Polish site classification. Four site categories were studied: Bśw (very nutrient-poor and mesic sites), BMśw (nutrient-poor and mesic sites), BMw (nutrient-poor and moist sites), LMw (quite nutrient-rich and moist sites).

The species composition of the forest patches studied hardly differed among forest site types. Almost all of the vegetation in site Bśw was different from both moist site types (BMw and LMw). Sites Bśw and LMw had the exclusive species determined as site indicators. Moreover, young stands had their own site type indicator species which differed from old stands. Numerical classification showed that only two plant communities were widespread: *Leucobryo-Pinetum* in Bśw and BMśw, and the community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea* in BMśw, BMw, LMw. In secondary communities typical indicator species may not be useful, but it is possible to determinate species that are locally unique to forest site type. Despite the convergence in the composition of the plant community resulting from tree stand unification, plant communities have the capacity for a more diverse composition. Tree stand conversion can increase phytocenotic diversity.

Key words: forest typology, indicator species, secondary forest communities, *Pinus sylvestris*

1. Introduction

Species and plant communities are one of the criteria for identifying forest site types. Typological units are consistent with syntaxonomic division, which allows for indication of distinct species (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004 [The Fundamentals of Site Silviculture 2004]). Although elementary associations are not a clear indicator of forest site types (Lasota et al. 2005;

Sikorska, Lasota 2007), it might be expected that habitats' differentiation on the basis of characteristics of phytocoenoses is realistic, taking into account syntaxa of lower position (Danielewicz et al. 2013). However, in the practice of diagnosis and classification of forest habitat, the possible use of vegetation is limited due to the forest distortion and secondary forest communities (Sikorska, Lasota 2007). Phytocoenoses of young stand or stand inconsistent with habitat usually have disturbed

or even completely altered species composition in relation to natural vegetation (Łaska 2006). Especially, simultaneous increase in the proportion of pine in the stand and unification of its composition and age give strong effect of distorting the structure of plant communities. In such situations, phytocoenotic elements in the diagnosis of habitats play a supporting role, and the main habitat evaluation criterion are soil factors (Brożek et al. 2007; Sikorska, Lasota 2007). However, taking into account the growing interest in the so-called close-to-nature forestry, as well as the need to protect the whole forest communities (Rutkowski 2009), recognition of the diversity and structure of the actual vegetation may be very helpful in specific decisions in the practice of silviculture (Rutkowski 2012). Even in distorted phytocoenoses, local indicator species are likely to occur (Stefańska 2007; Stefańska-Krzaczek 2011), which do not necessarily coincide with typical indicators (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004 [The Fundamentals of Site Silviculture 2004]). It can be assumed that under the dominance of pine, floristic specificity of forest site types neighbouring in the typological grid will disappear first. However, owing to the complexity of factors influencing habitat conditions, at least the minimum vegetation variability of habitats should be maintained, even in the case of very high proportion of pine trees in the stand. This means that the analysis of vegetation, even heavily modified, may indicate a natural gradient of vegetation variability of the site and the direction of their possible reconstruction.

The aim of this study is to assess the degree of differentiation of forest communities of pine tree stands occurring on different types of forest habitat. The following detailed questions were asked: do the forest site types show floristic and structural distinctiveness despite the distortion of the tree stand and whether the preferences of species in the coniferous forests studied indicate differences in habitat conditions of forest site types, and also what is the diversity of plant communities against the typological diversity.

2. Profile of the studied area

According to the natural and forestry division into regions, Turawa Forest District (the Regional Directorate of State Forest in Katowice) is located in the Land of Silesia in Bory Stobrowskie Mesoregion (Zielony, Kliczkowska 2012). This area is poorly differentiated, vast areas are completely flat with small hills only, and the height does not exceed 200 m above sea level. Almost 82.6% of the

forest land is covered by a Scots pine. The most common forest site types include: mixed coniferous forest of nutrient-poor and moist sites (BMw) that covers 35% of the Forest District, mixed broadleaved forest of quite nutrient-rich and moist sites (LMw, 21%), mixed coniferous forest of nutrient-poor and mesic sites (BMśw, 18%), and coniferous forest of very nutrient-poor and mesic sites (Bśw, 15%) (Pan Urządzenia Lasu 2007 [Forest Management Plan 2007]).

According to the survey of soils and habitats (Operat glebowo-siedliskowy 2007 [Survey of soils and habitats 2007]), the most common soils of the studied very nutrient-poor and mesic sites (Bśw) include podsolcic soils and brown podsolcic soils. These habitats represent the most a typical mesic variant (Bśw1) and partly also a well-moisturised variant (Bśw2), and in the majority are in the natural state (N1). The studied nutrient-poor and mesic sites (BMśw) are mainly related to podsolcic soils and brown podsolcic soils. The vast majority of the studied areas represent a well-moisturised variant (BMśw2) and the habitats are close-to-natural state (N2). The nutrient-poor and moist sites (BMw) are mostly related to mucky gley-podzol soils and gley muckous soils. These sites represent typical moist variant (BMw1) and close-to-natural state (N2). The quite nutrient-rich and moist sites (LMw) represent mainly pseudogley soils, podzolised, proper pseudogley soils, gley muckous soils and proper gley soils. Most habitats (LMw) represent typical moist variant (LMw1) and most of them are distorted as a result of improper forest management (Zb1).

3. Material and methods

The data were collected in Jelowa Sub-district (geometric centre coordinates: 18°3'48,328"E, 50°49'51,704"N) and Kuźnice Kluczborskie (18°1'25,912"E, 50°53'44,245"N), where site types include Bśw, BMśw, BMw and LMw and cover large and dense areas. Owing to a relatively new soil and habitat description (Operat glebowo-siedliskowy 2007 [Survey of soils and habitats 2007]) available for the Turawa Forest District, site data have not been verified, and forest site types have been assumed according to the valid document. Based on the review map (1:25 000) for each of the four site types (Bśw, BMśw, BMw and LMw), 30 forest sub-compartments were identified: 15 sub-compartments with stand between 21- and 40-years-old and 15 sub-compartments with stand more than 80-years-old. A total number of 120 sub-compartments were examined. They represented four groups of young stands and four groups of mature stands. In se-

lected sub-compartments, in the minimum distance of 50 m from the border of the sub-compartment, circular plots with a radius of 8 m each were founded (201 m²). Homogenous plots were selected, representative of the entire sub-compartment, while microhabitats and disturbed sites were excluded. On the plots, the percentage of the following layers was estimated: tree cover layer (divided into a1 and a2), shrub layer (divided into b1 – 3–8 m high and b2 – 0.6–3 m high), undergrowth layer (c) and moss layer (d). For each layer all species were identified, and their coverage was determined according to a modified Braun-Blanquet scale (Faliński 2001; Mueller-Dombois, Ellenberg 2002): 5: species covers 75.1%–100% of the plot; 4: 50.1%–75%; 3: 25.1%–50%; 2: 10.1%–25%; 1: 1.1%–10% (\pm up to 1%); r: single specimen in the plot. The data collected were included into the Polish Vegetation Database (Kački, Śliwiński 2012).

Floristic links of the studied plots against forest site types were analysed with the use of ordination method. In order to select the appropriate method for the data collected, a Detrended Correspondence Analysis was performed. The result of the above analysis is, among others, gradient length represented by the first ordination axis and measured in standard deviation (SD) (Piernik 2008). When the length of the gradient is less than 3 SD, a Principal Components Analysis (PCA) is recommended for further studies (Piernik 2008). As a result of the analysis of data used for this study, the gradient length of 2.298 SD was obtained, which allowed for the application of PCA method in further studies. The analyses were performed with the use of CANOCO software (Lepš, Šmilauer 2003). To emphasise the qualitative differences in species composition a quantitative scale was converted into the ordinal van der Maarel scale: 9, 8, 7, 5, 3, 2 and 1 (Dzwonko 2007).

In order to assess the degree of association of certain species to the forest habitat, fidelity and frequency of species in the forest site types (TSL) were calculated in JUICE software (Tichý 2002). Mature and young stands were separately analysed. As a measure of fidelity, phi coefficient was adopted. Calculations were made for binary data, and the value of fidelity equal to 0 was adopted for species with $p < 0.05$ based on Fisher's exact test (Tichý et al. 2010).

Species richness, cover layers and stand quality were also compared. The mean number of species in each group of stands was calculated, the average cover of layer b (b1 and b2 in aggregate), c and d, and the average stand quality for the studied sub-compartments, taken from the stand survey description (Plan Urządzenia Lasu 2007 [Forest Management Plan 2007]). The significance of differenc-

es between the mean values was tested in Kruskal-Wallis test and multiple comparison tests with the use of STATISTICA software (StatSoft Inc. 2013). The comparison of stand layers cover was not carried out, as it directly depends on the tending operations performed.

For each of the studied plots, ecological indices were calculated, such as light index, soil moisture index, pH index and soil trophism index (L_{EIV} , F_{EIV} , R_{EIV} , N_{EIV}), with the use of ecological numbers for vascular plants (Ellenberg et al. 1992). Then, average values of indices for each stand group were calculated. The significance of differences between the mean values was tested in the Kruskal-Wallis test and multiple comparison tests in the STATISTICA software.

In order to determine plant communities against forest site types, data from the plots surveyed were classified according to Two Way Indicator Species Analysis. The analysis was performed in the JUICE software (TWINSPAN application). The groups of plots distinguished in the analysis were the basis for the identification of communities based on syntaxonomic association of species (Matuszkiewicz 2001).

4. Results

Eigenvalues of the PCA axes were low (axis PCA1 – 0.214; axis PCA2 – 0.097), which indicate a generally small variation of species composition in the studied gradient of sites. First of all, vegetation patches in very nutrient-poor and mesic sites (Bśw) differed from patches in moist sites (LMw and BMw) (Fig. 1). Species clearly related to Bśw are common heather *Calluna vulgaris*, rugose fork-moss *Dicranum polysetum*, red-stemmed feather-moss *Pleurozium schreberi* and lingonberry *Vaccinium vitis-idaea*. The opposite was a group of species included in moist sites (BMw and LMw): narrow buckler fern *Dryopteris carthusiana*, wood sorrel *Oxalis acetosella*, purple moor grass *Molinia caerulea*, bracken *Pteridium aquilinum*, pellucid four-tooth moss *Tetraphis pellucida* and May lily *Maianthemum bifolium*. Species associated with mature forest stands were also indicated: blue whortleberry *Vaccinium myrtillus*, glittering wood-moss *Hylocomium splendens*, neat feather-moss *Pseudoscleropodium purum*, as well as species of shrub layer. Wood small-reed *Calamagrostis epigeios* was related to young stands. In the case of young tree stands, a clearer distinction between mesic and moist sites was visible – patches representing Bśw and BMśw were more concentrated; likewise patches representing BMw and LMw (Fig. 1).

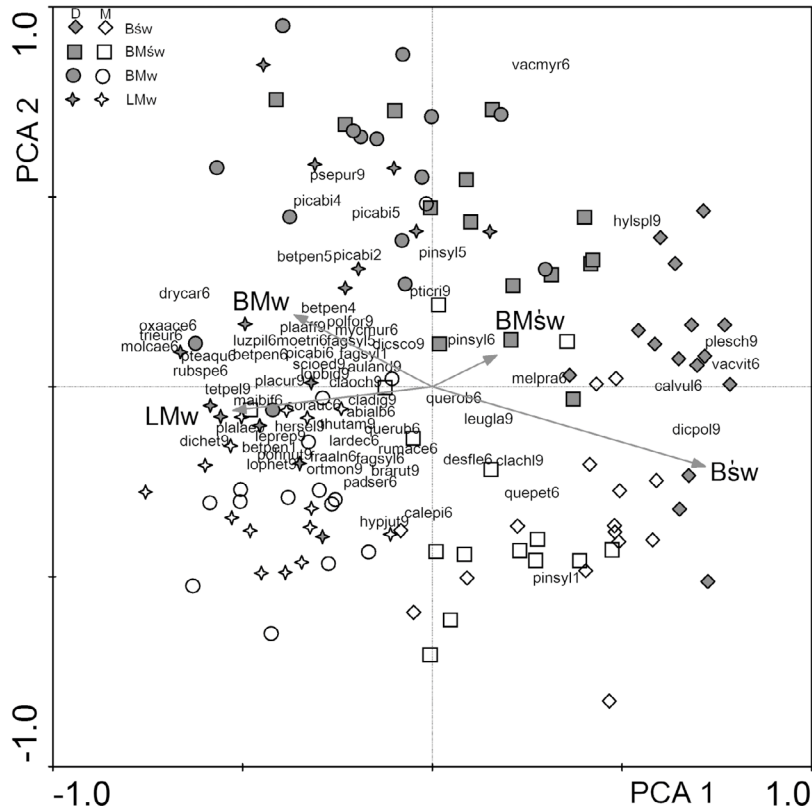


Figure 1. Vegetation diversity of the forest site types

Explanations: D – mature stands, M – young stands; species codes: abialb – *Abies alba*, auland – *Aulacomnium androgynum*, betpen – *Betula pendula*, brarut – *Brachythecium rutabulum*, calepi – *Calamagrostis epigeios*, calvul – *Calluna vulgaris*, clachl – *Cladonia chlorophaea*, cladig – *Cladonia digitata*, claoch – *Cladonia ochrochlora*, desfle – *Deschampsia flexuosa*, dichet – *Dicranella heteromalla*, dicpol – *Dicranum polysetum*, dicsco – *Dicranum scoparium*, drycar – *Dryopteris carthusiana*, fagsyl – *Fagus sylvatica*, fraaln – *Frangula alnus*, hersel – *Herzogiella seligeri*, hylspl – *Hylocomium splendens*, hypjut – *Hypnum jutlandicum*, lardec – *Larix decidua*, leprep – *Lepidozia reptans*, leugla – *Leucobryum glaucum*, lophbid – *Lophocolea bidentata*, lophet – *Lophocolea heterophylla*, luzpil – *Luzula pilosa*, maibif – *Maianthemum bifolium*, melpra – *Melampyrum pratense*, moetri – *Moehringia trinervia*, molcae – *Molinia caerulea*, mycmur – *Mycelis muralis*, ortmton – *Orthodicranum montanum*, oxaace – *Oxalis acetosella*, picabi – *Picea abies*, pinsyl – *Pinus sylvestris*, plaaff – *Plagiomnium affine*, placur – *Plagiothecium curvifolium*, plalae – *Plagiothecium laetum*, plesch – *Pleurozium schreberi*, pohnut – *Pohlia nutans*, polfor – *Polytrichastrum formosum*, padser – *Padus serotina*, psepur – *Pseudoscleropodium purum*, pteaqu – *Pteridium aquilinum*, pticri – *Ptilium crista-castrensis*, quepet – *Quercus petraea*, querob – *Quercus robur*, querub – *Quercus rubra*, rubspe – *Rubus* species, rumace – *Rumex acetosella*, scioed – *Sciuro-hypnum oedipodium*, sorauc – *Sorbus aucuparia*, tetpel – *Tetraphis pellucida*, thutam – *Thuidium tamariscinum*, trieur – *Trientalis europaea*, vacmyr – *Vaccinium myrtillus*, vacvit – *Vaccinium vitis idaea*; 1 – layer a1, 2 – layer a2, 4 – layer b1, 5 – layer b2, 6 – layer c, 9 – layer d

Fidelity and frequency of species in groups of stands showed that Bśw and LMw had clear indicator species (Table 1). Some of the species selected for BMw was also associated with LMw, while a relationship with BMśw was found only for two species: variable-leaved crestwort *Lophocolea heterophylla* and broom fork-moss *Dicranum scoparium*. A certain number of species selected as indica-

tor species for communities with mature stands also played the role of an indicator for young stands, which, however, also had their own species differentiating forest sites. In the group of young stands, a tendency was visible to have indicator species of poorer sites on more fertile sites.

The lowest species richness both in the group of mature as well as young stands was found for Bśw and the highest

Table 1. Fidelity of indicative species of the forest site types in mature and young stands

Species	L	Mature stands				Young stands			
		Bśw	BMśw	BMw	LMw	Bśw	BMśw	BMw	LMw
<i>Calluna vulgaris</i>	c	59.9
<i>Leucobryum glaucum</i>	d	46.9
<i>Dicranum polysetum</i>	d	47.1	.	.	.	29	36.7	.	.
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	c	36.3	35.9	.	.
<i>Lophocolea heterophylla</i>	d	.	35	42.3	.
<i>Dicranum scoparium</i>	d	.	31.9
<i>Dryopteris carthusiana</i>	c	.	.	40.4	25	.	.	38.6	.
<i>Betula pendula</i>	b2	.	.	39.3
<i>Trientalis europaea</i>	c	.	.	35	27.2	.	.	48.1	.
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	d	.	.	33.2
<i>Oxalis acetosella</i>	c	.	.	32.9	32.9	.	.	26.9	43.4
<i>Molinia caerulea</i>	c	.	.	30.9	38.6	.	.	27.8	36.3
<i>Thuidium tamariscinum</i>	d	.	.	.	62.9
<i>Rubus sp.</i>	c	.	.	.	50.5
<i>Fagus sylvatica</i>	b2	.	.	.	50.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	c	.	.	.	40.8	.	.	.	49
<i>Plagiothecium laetum</i>	d	.	.	.	40.4	.	.	.	31.9
<i>Cladonia ochrochlora</i>	d	.	.	.	32.3
<i>Luzula pilosa</i>	c	.	.	.	31.9
<i>Hypnum jutlandicum</i>	d	.	.	.	30.9
<i>Calamagrostis epigeios</i>	c	51.9	.	.	.
<i>Hylocomium splendens</i>	d	49	.	.	.
<i>Melampyrum pratense</i>	c	46.5	.	.
<i>Herzogiella seligeri</i>	d	32.7	.	.
<i>Orthodicranum montanum</i>	d	30.9	.	.
<i>Dicranella heteromalla</i>	d	47.1	.
<i>Betula pendula</i>	c	40.4	.
<i>Tetraphis pellucida</i>	d	34.8	34.8
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	d	32.9	.
<i>Betula pendula</i>	a1	51
<i>Maianthemum bifolium</i>	c	45.3

Explanations: L – layer: a1 – high tree layer, b2 – low shrub layer, c – herb layer, d – moss layer. Species with fidelity higher than 30 and frequency higher than 30% were presented

for LMw (Fig. 2). The differences were of statistical significance only when comparing these extreme sites and also Bśw and BMw. The differences between young and mature stands on the same sites were not statistically significant.

Layers b, c and d differentiated the studied sites only partially (Table 2). In phytocoenoses with mature stand,

the cover of layer b was the lowest in sites of Bśw and differed significantly when compared with BMw and LMw. In phytocoenoses of young stands, this feature was not diversifying. The cover of layer c did not show statistically significant differences regardless of the group age. The cover of layer d was significantly higher

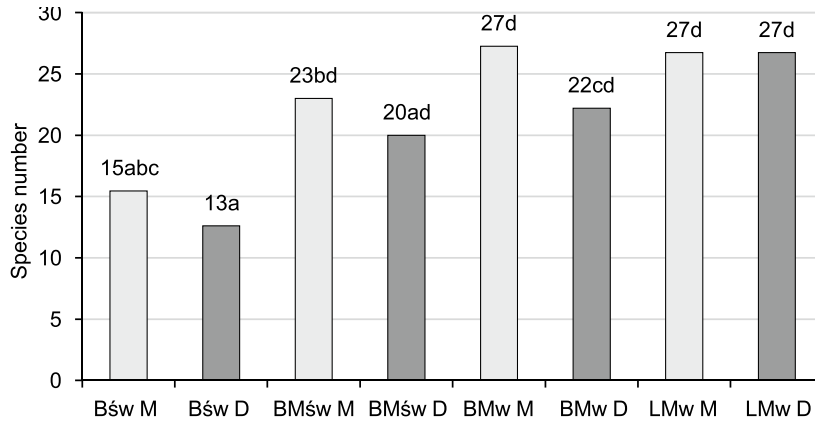


Figure 2. Species richness of the forest site types in mature and young stands

Explanations: D – mature stands (dark grey bars), M – young stands (light grey bars); values followed by the same letter are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p=0.05$

Table 2. Mean cover of layers in plant communities of mature and young stands occurring in the examined forest site types

Site type	Layers		
	b (b1+b2)	C	d
Bśw M	3 ^a	20 ^a	67 ^{ab}
Bśw D	4 ^{ab}	70 ^b	77 ^a
BMśw M	7 ^{ab}	41 ^{ac}	56 ^{ac}
BMśw D	14 ^{bcd}	61 ^{bc}	67 ^{ad}
BMw M	6 ^{ab}	44 ^{acd}	28 ^c
BMw D	25 ^{cd}	67 ^{bd}	47 ^{bcd}
LMw M	9 ^{ac}	43 ^{acd}	26 ^c
LMw D	39 ^d	58 ^{bcd}	41 ^{bcd}

Explanations: b – shrub layer, c – herb layer, d – moss layer; D – mature stands, M – young stands; values followed by the same letter are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p=0.05$

on Bśw in comparison with BMw and LMw for mature and young stands. Differences between phytocoenoses of mature and young stands on the same sites were marked on Bśw as well as BMw and LMw. In young stands, the cover of layer c was significantly lower on Bśw, while the cover of layer b was significantly lower on BMw and LMw.

An average stand quality of young stands (Bśw I.4, BMśw I.4, BMw I.07, LMw I.03) did not differ significantly. Stand quality of mature stands (Bśw II.4, BMśw I.9, BMw I.8, LMw I.6) differed significantly ($p=0.05$)

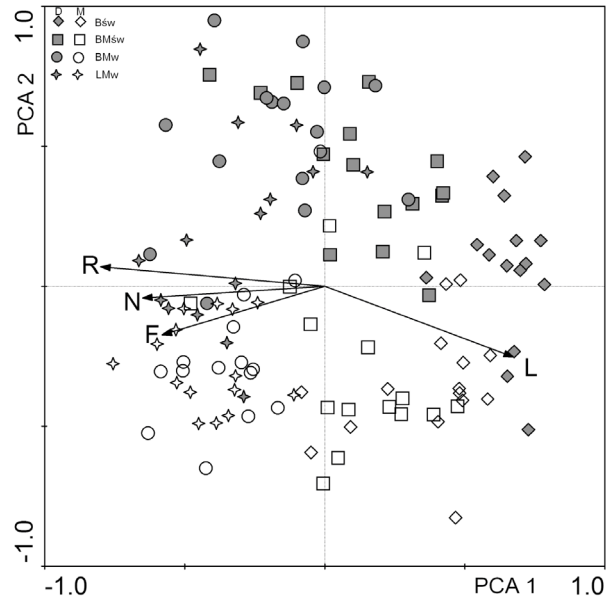


Figure 3. Gradient of site factors based on species preferences in relation to the forest site types

D – mature stands, M – young stands; L – light, F – ground moisture, R – ground reaction, N – ground trophism

when comparing Bśw with LMw and with BMw, as well as BMśw with LMw.

Ecological indices suggest differentiation of site conditions in the entire sites gradient (Fig. 3); however, as in the case of features analysed before, a clear line may be drawn mostly between Bśw and moist sites: BMw and LMw (Table 3). Sites of Bśw were characterised by

Table 3. Mean ecological indices for the forest site types in mature and young stands

Site type	L _{EIV}	F _{EIV}	R _{EIV}	N _{EIV}
Bśw M	6.1 ^a	5.1 ^{ab}	2.5 ^{ab}	3.1 ^{ab}
Bśw D	6.2 ^a	4.4 ^a	1.8 ^a	1.8 ^c
BMśw M	5.9 ^{ab}	5.5 ^b	2.7 ^{abc}	2.4 ^{ac}
BMśw D	5.8 ^{ab}	5.1 ^{ab}	2.7 ^{ac}	2.5 ^{acd}
BMw M	5.8 ^{ab}	5.7 ^b	3.1 ^{bc}	3 ^{ade}
BMw D	5.5 ^{bc}	5.2 ^{ab}	3.1 ^{bc}	3 ^{ae}
LMw M	5.4 ^{bc}	5.6 ^b	3.2 ^{bc}	3.2 ^{bde}
LMw D	5.3 ^c	5.6 ^b	3.4 ^c	3.4 ^{bc}

Explanations: L_{EIV} – light index, F_{EIV} – moisture index, R_{EIV} – reaction index, N_{EIV} – trophism index; D – mature stands, M – young stands; values followed by the same letter are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p=0.05$

Table 4. Species constancy in the identified plant communities (shortened synoptic table)

	L	1	2	3	4
Plots number Bśw		12M, 15D	3M		
Plots number BMśw		3M, 7D	11M, 7D	2M, 1D	
Plots number BMw		1D	14M, 12D	1D	1M
Plots number LMw			12M, 11D		3M, 4D
Trees and shrubs					
<i>Pinus sylvestris</i>	a1	V	V	V	V
<i>Betula pendula</i>	a1		I		III
<i>Picea abies</i>	b1	I	III		II
<i>Fagus sylvatica</i>	b1		I	II	III
<i>Picea abies</i>	b2	III	III	II	IV
<i>Fagus sylvatica</i>	b2	I	I	II	IV
<i>Quercus robur</i>	b2	I	I	IV	I
<i>Pinus sylvestris</i>	C	V	V	II	III
<i>Quercus robur</i>	C	V	V	IV	IV
<i>Quercus petraea</i>	C	IV	III	II	IV
<i>Picea abies</i>	C	II	III	II	IV
<i>Betula pendula</i>	C	I	IV	II	IV
<i>Sorbus aucuparia</i>	C	II	III	III	II
ChCl. <i>Vaccinio-Piceetea</i>					
<i>Vaccinium myrtillus</i>	C	V	V	IV	V
<i>Pleurozium schreberi</i>	D	V	V	V	IV
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	C	V	III	V	
<i>Hylocomium splendens</i>	D	V	III	III	I
<i>Dicranum scoparium</i>	D	I	II	III	
<i>Melampyrum pratense</i>	C	II	I	IV	
<i>Trientalis europaea</i>	C		IV		III

	L	1	2	3	4
ChO. <i>Cladonio-Vaccinietalia*</i>					
<i>Dicranum polysetum*</i>	D	V	III	IV	
DSAll. <i>Dicrano-Pinenion</i>					
<i>Luzula pilosa</i>	C		II		IV
DAss. <i>Leucobryo-Pinetum</i>					
<i>Deschampsia flexuosa</i>	C	III	III	IV	I
<i>Leucobryum glaucum</i>	D	II	II		
Others					
<i>Polytrichastrum formosum</i>	D	V	V	IV	V
<i>Hypnum jutlandicum</i>	D	III	III	III	V
<i>Calluna vulgaris</i>	C	IV	I	III	
<i>Molinia caerulea</i>	C	I	V		V
<i>Pohlia nutans</i>	D	II	IV	V	III
<i>Dryopteris carthusiana</i>	C	I	IV		IV
<i>Rubus</i> sp	C	I	IV	II	V
<i>Pteridium aquilinum</i>	C	I	III	II	IV
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	D	II	III	V	III
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i>	D	I	III		II
<i>Dicranella heteromalla</i>	D	I	III		III
<i>Lophocolea heterophylla</i>	D	I	III		II
<i>Orthodicranum montanum</i>	D	I	III	IV	II
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	D	I	III	III	II
<i>Oxalis acetosella</i>	C		III		IV
<i>Brachythecium rutabulum</i>	D	I	I	III	I
<i>Cladonia ochrochlora</i>	D	I	I	III	II
<i>Herzogiella seligeri</i>	D	I	II	III	II
<i>Plagiomnium affine</i>	D	I	II	II	IV
<i>Maianthemum bifolium</i>	C		I		IV
<i>Plagiothecium laetum</i>	D		II		IV
<i>Tetraphis pellucida</i>	D	I	II		III
<i>Thuidium tamariscinum</i>	D		I		IV

Explanations: 1 – *Leucobryo-Pinetum*, 2 – community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea*, 3 – community of *Pinus sylvestris* and *Quercus* sp., 4 – community of *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica*; L – layer: a1 – high tree layer, a2 – low tree layer, b1 – high shrub layer b2 – low shrub layer, c – herb layer, d – moss layer; D – mature stands, M – young stands; species with constancy of class I (=frequency lower than 20%) in all columns were deleted

higher light index and lower soil moisture, pH and soil trophism indices. The differences between mature and young stands on the same sites were mostly insignificant; only the value of soil trophism index was significantly higher for young tree stands.

Phytosociological diversity of studied vegetation patches was minor. Some of them, mainly on very nutrient-poor

and mesic sites, might be included in the *Leucobryo-Pinetum* association (Table 4, column 1). Most of the studied patches, mainly on moist sites, represented secondary phytocoenoses determined as community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea* (Table 4, column 2). This community may be included in *Dicrano-Pinion* alliance, but it is difficult to classify it to a specific plant associa-

tion. Few patches with their species composition of undergrowth could be classified to *Leucobryo-Pinetum*, but they showed the participation of beech and oak in different community layers. They were determined as a community of *Pinus sylvestris* and *Quercus* sp. (Table 4, column 3). Also a group of patches on moist and locally most fertile sites was identified (Table 4, column 4), which related to *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea* community. In comparison with this community, of marginal importance were lingonberry *Vaccinium vitis-idaea*, broom fork-moss *Dicranum scoparium*, rugose fork-moss *D. polysetum* and glittering wood-moss *Hylocomium splendens*. In addition, in the shrub layer, more often than in *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea* community, there occurred beech and, rarely, hornbeam. Therefore, this group was interpreted as a community of *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica*.

5. Discussion

The forest site types analysed in this study represent three trophic groups: coniferous forests, mixed coniferous forests and mixed forests. Therefore, it can be expected that the associated vegetation will show unique features. However, the studied sites constitute a spatial continuity resulting from the continuity of geological and topographical conditions on a local scale, and they do not differ significantly in moisture variant.

Stand quality might confirm the relative homogeneity of the sites. It differs only while comparing Bśw and LMw and BMśw and LMw. It may be expected that stand quality will differentiate between the pairs of forest site type (TSL) trophically different by definition; however, when soils are moist enough, differences in trophism may be secondary (Sewerniak 2013). Excessive participation of pine in the stand is an additional factor that unifies vegetation. The dominance of this species increases the production of acidic litter fall poor in nutrients (Jonczak 2012), which results in converging surface soil levels with upper levels of oligotrophic soils (Sewerniak 2011). Therefore, convergence of vegetation on floristic and structural terms occurs (Olaczek 1974; Łaska 2006). In the studied area, vegetation specificity of habitats that differ in soil trophism and moisture persists, as Bśw and LMw and Bśw and BMw. Therefore, as expected, in the case of high proportion of pine in tree stands and unification of their age and species composition in the first place, vegetation distinctiveness of forest site types neighbouring in the typological grid disappears, while diversity throughout the entire site gradient remains.

Despite the poor floristic distinctiveness of forest site types, indicator species of local scale were selected. It

also applies to young tree stands. In addition, it was found that species occurring in mature stands are also present in young stands, but then in more fertile sites. Similar relationship was observed in very nutrient-poor and mesic sites in the Bory Dolnośląskie forest (Stefańska 2007; Stefańska-Krzaczek 2011). This confirms the usefulness of plant indicators in the site diagnosis even in the case of degenerated communities (Czerwiński 1999; Rutkowski 2012). Although the selected indicators of forest site types are the result of the synthesis of data from numerous plots, and some of them are tiny cryptogams, they provide an additional opportunity to assess the site conditions.

As a result of the distorted species composition of the stand and its simplified structure, the actual vegetation of the studied sites in the majority does not correspond to the potential vegetation. For Bśw, the potential vegetation is sub-Atlantic pine forest *Leucobryo-Pinetum* (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004 [The Fundamentals of Site Silviculture 2004]; Sikorska, Lasota 2007) and it was found in these sites (Bśw). However, on other forest site types studied, secondary phytocoenoses occur. At BMw and LMw, community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea* was noted. This community may constitute a form of *Quercus roboris-Pinetum molinietosum*, as well as *Molinia caeruleae-Quercetum roboris*, both distorted by high proportion of pine. In addition, phytocoenoses of moist sites with participation of beech and hornbeam and reduced participation of coniferous forest species may indicate a stronger relationship with the poorest oak-hornbeam communities. Floristic relationship of studied phytocoenoses with *Quercus roboris-Pinetum molinietosum*, *Molinia caeruleae-Quercetum roboris* and oak-hornbeam forests are significant, because these units are selected as potential vegetation for studied sites. *Quercus roboris-Pinetum*, including the sub-association of *molinietosum*, is quoted as a community associated with BMw (Sikorska, Lasota 2007), and *Molinia caeruleae-Quercetum roboris* both with BMw and LMw (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004 [The Fundamentals of Site Silviculture 2004]; Danielewicz et al. 2013). Also, oak-hornbeam forests are indicated as being related to LMw (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004 [The Fundamentals of Site Silviculture 2004]; Sikorska, Lasota 2007; Danielewicz et al. 2013). The sites of BMśw are not homogenous in terms of vegetation. Some patches occurring on these sites represents *Leucobryo-Pinetum* association, which in the case of these sites is secondary community for *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* or for *Quercus roboris-Pinetum*, which can constitute potential vegetation of BMśw (Sikorska, Lasota 2007; Danielewicz et al. 2013). In the case of patches

identified as *Leucobryo-Pinetum*, these would probably be *typicum* sub-associations for *Calamagrostio-Quercetum* and *Quercu roboris-Pinetum* (Kasprowicz 2010). However, most of patches on BMśw were identified as the community of *Pinus sylvestris* and *Molinia caerulea*. This does not exclude the above-mentioned associations (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* and *Quercu roboris-Pinetum*) as potential vegetation. In this case, more probable would be moist sub-associations: *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae molinietosum* and *Quercu roboris Pinetum molinietosum* (Kasprowicz 2010). However, *Molinio caeruleae-Quercetum roboris* cannot be excluded, although it is assigned to BMw or LMw (Sikorska, Lasota 2007; Danielewicz et al. 2013). Based on the current structure and species composition of phytocoenoses, potential vegetation cannot be clearly indicated for BMśw, BMw or LMw; however, phytocoenotic differences between the studied site types could be enhanced by stand conversion. Therefore, potential vegetation should be assumed in advance for each site, e.g. BMśw – *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*, BMw – *Quercu roboris Pinetum* and LMw – *Tilio-Carpinetum*. This means stand conversion mainly with the use of sessile oak on nutrient-poor and mesic sites (BMśw), common oak on nutrient-poor and moist sites (BMw), and common oak, beech and hornbeam on quite nutrient-rich and moist sites (LMw).

6. Conclusions

In the case of secondary forest communities, typical indicator species may be useless; however, it is possible to identify locally differentiating species.

As a result of the simplified stand structure and composition, vegetation of different sites becomes homogenous. However, the species composition indicates that plant communities have a tendency to spontaneously form more diverse systems.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Management and the employees of the Turawa Forest District for providing the necessary working materials, Monika Staniaszek-Kik, PhD for help in determination of bryophytes, Professor Wiesław Fałynowicz for help in lichen determination, Zygmunt Kącki, PhD for discussing the issues of this study, and the reviewers for thorough assessment and inspiring comments. The research was funded by the Ministry of Science and Higher Education (MNiSW) allocated for

statutory activities of the Department of Biodiversity and Plant Cover Protection at the University of Wrocław.

References

- Brożek S., Zwydak M., Wanic T., Gruba P., Lasota J. 2007. Kierunki doskonalenia metod rozpoznawania siedlisk leśnych [Improvement methods in forest site diagnosis techniques]. *Sylvan*, 151 (2): 26–34.
- Czerwiński A. 1999. Rola fitosocjologii w diagnostyce i gospodarce leśnej. *Sylvan*, 143(10): 83–94.
- Danielewicz W., Szwed W., Kiciński P. 2013. Znaczenie lasów i ich podział z punktu widzenia leśnictwa, in: *Lasy i zarośla* (eds. W. Matuszkiewicz, P. Sikorski, W. Szwed, M. Wierzba). Warszawa, Wyd. Naukowe PWN, p. 63–73. ISBN 978-83-01-17064-6.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Poznań-Kraków, Wydawnictwo Sorus S.C., 304 p. ISBN 978-83-89949-23-3.
- Ellenberg H., Weber H., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 5–258.
- Faliński J. B. 2001. Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN, 672 p. ISBN 83-01-13239-6.
- Jonczak J. 2012. Wpływ domieszki sosny w drzewostanie bukowym na intensywność wypłukiwania węgla, żelaza i glinu z poziomu organicznego i próchnicznego gleb bielocow-rdzawych [Effect of pine admixture in a beech stand on the intensity of dissolved organic carbon, iron and aluminium leaching from organic and humic horizons of Dystric Arenosols]. *Leśne Prace Badawcze*, 73 (2): 143–151.
- Kasprowicz M. 2010. Acidophilous oak forests of the Wielkopolska region (West Poland) against the background of Central Europe. *Biodiversity Research and Conservation*, 20: 1–138.
- Kącki Z., Śliwiński M. 2012. The Polish Vegetation Database: structure, resources and development. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 81 (2): 75–79.
- Lasota J., Karp M., Biskup S. 2005. Siedliska kwaśnej dąbrowy trzcinnikowej *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* w środkowej Wielkopolsce [Site conditions of acidophilous sessile oak forest (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*) in central part of Wielkopolska]. *Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 4 (1): 23–39.
- Lepš J., Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, 269 p. ISBN 0-521-8910-6.
- Laska G. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk zastępczych w Puszczy Knyszyńskiej. Białystok–Poznań, Politechnika Białostocka, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Bogucki Wyd. Naukowe, 503 p. ISBN 83-60247-41-2.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 537 p. ISBN 83-01-13520-4.

- Muller-Dombois D., Ellenberg H. 2002. Aims and methods of vegetation ecology. The Blackburn Press, 547 p. ISBN 1-930665-73-3.
- Olaczek R. 1974. Etapy pinetyzacji grądu [Phases of oak-linden-hornbeam forest pinetization]. *Phytocoenosis*, 3 (3/4): 201–213.
- Operat glebowo-siedliskowy 2007. Nadleśnictwo Turawa. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Brzeg.
- Piernik A. 2008. Metody numeryczne w ekologii na przykładzie zastosowań pakietu MVSP do analiz roślinności. Toruń, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, 98 p. ISBN 987-83-231-2279-1.
- Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Turawa na okres od 1 stycznia 2007 r. do 31 grudnia. 2016 r. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Brzegu, Brzeg 2007.
- Rutkowski P. 2009. Natura 2000 w leśnictwie [Nature 2000 and Forestry]. Warszawa, Ministerstwo Środowiska, 69 p. ISBN 978-83-89994-03-5.
- Rutkowski P. 2012. Stan i perspektywy rozwoju typologii leśnej w Polsce. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu [State and perspectives of forest typology in Poland]. *Rozprawy Naukowe*, 436: 3–248.
- Sewerniak P. 2011. Zróżnicowanie wybranych właściwości gleb drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce. *Roczniki Gleboznawcze*, 62 (1): 142–151.
- Sewerniak P. 2013. Bonitacja drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce w odniesieniu do typów siedliskowych lasu i taksonów gleb [Site index of Scots pine stands in south-western Poland in relation to forest site types and soil units]. *Sylwan*, 157 (7): 516–525.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Załącznik do Zasad Hodowli Lasu. 2004. Bedoń, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych, 264 p. ISBN 83-913320-6-3.
- Sikorska E., Lasota J. 2007. Typologiczny system klasyfikacji siedlisk a fitosocjologiczna ocena siedlisk [Comparisson between typologique and phytosociological forest site classification], in: Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach (ed. D. Anderwald) [Habitats and indicative species in the forests]. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie*, 2/3 (16): 44–51.
- StatSoft Inc. 2013. Electronic Statistics Textbook. Tulsa, OK: StatSoft. <http://www.statsoft.com/textbook/> [14.10.2013].
- Stefańska E. 2007. Wskaźniki siedlisk boru świeżego i mieszanego świeżego w borach sosnowych Polski południowo-zachodniej [Indicators of fresh coniferous and fresh mixed coniferous forest sites in south-western Poland], in: Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach [Habitats and indicative species in the forests] (ed. D. Anderwald). *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie*, 2/3 (16): 141–152.
- Stefańska-Krzaczek E. 2011. Plant communities of Scots pine stands in the south-eastern part of the Bory Dolnośląskie forest (SW Poland). *Acta Botanica Silesiaca, Monographiae*, 6: 1–98.
- Tichý L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451–453.
- Tichý L., Holt J., Nejezchlebová M. 2010. JUICE program for management, analysis and classification of ecological data. 2nd Edition of the Program Manual. 2nd part. Vegetation Science Group, Masaryk University Brno, Czech Republic. <http://www.sci.muni.cz/botany/juice/> [14.10.2013].
- Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Warszawa, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, 356 p. ISBN 978-83-61633-62-4.

Contributions

E.S-K. – an author of the article conception, designed the study, performed numerical analysis, wrote the article, prepared figures and tables. P.P. acquired materials to perform the study, performed field work, prepared data for analysis and editorial revision of the article content.