

Ewa Stefańska-Krzaczek¹

Przemiany ubogich siedlisk borowych a aktualny stan roślinności runa w drzewostanach sosnowych kolejnych klas wieku w Nadleśnictwie Bolesławiec

Consistency in the classification of oligotrophic forest sites and forest vegetation in Scots pine stands of successive age classes in Bolesławiec Forest

Abstract. Recent changes have been recorded in the site classification of many managed Polish forests. These changes result from soil eutrophication and improved site recognition thanks to the wider use of diagnostic tools. The relative importance of these two causes of changes in the classification of forest site types has not yet been assessed, and this information is needed for the interpretation of current and future studies of forest vegetation conditions. In this paper of two sets of vegetation data collected in fresh coniferous forest sites were compared. The first data set was collected in forest sites classified as a dry coniferous forest in 1960 and as a fresh coniferous forest in 2004 (dry/fresh sites). The second data set was collected in forest sites classified in both 1960 and 2004 as a fresh coniferous forest (fresh/fresh sites). Data were collected from circular plots of 8 m radius in forest subsections containing stands of successive age classes. Vascular plants, bryophytes and lichens were identified and their cover was recorded. The aim of the comparison was to determine how species composition changed with site classification, and to identify indicators of the disappearance of dry forest containing *Cladonia* species in study area. The abundance and cover of vascular plants, bryophytes and lichens was similar and consistent with the current classification of the re-diagnosed sites. Slight differences in species composition indicated that the previous identification of dry coniferous forest sites might have been connected with the presence of *Cladonio-Pinetum* communities in the study area.

Key words: forest typology, forest phytosociology, managed forest, *Cladonia* forest, undergrowth species

1. Wstęp

Bardzo ważnym nurtem w gospodarce leśnej jest w ostatnich latach ekologizacja leśnictwa i ochrona zasobów przyrodniczych lasów. Gospodarowanie zgodnie z wymogami ekologii wymaga dobrego rozpoznania warunków przyrodniczych, czemu służy między innymi system typologii leśnej (Kliczkowska, Gromadzki 1998; Zielony, Krzyżanowski 1999; Krzyżanowski et al. 2002). Udział poszczególnych typów siedlisk leśnych uległ dość znacznym zmianom w ostatnich dziesięcioleciach – zmniejszyła się powierzchnia siedlisk oligotroficznycych na korzyść siedlisk mezo- i eutroficznycych (Krzyżanowski et al. 2002). Może to wynikać ze

spontanicznych przemian zachodzących w siedliskach leśnych podlegających eutrofizacji lub regeneracji (Brzeziecki 1999; Dzwonko, Gawroński 2002), czego dowodem są przemiany struktury zbiorowisk leśnych szczegółowo udokumentowane w różnych kompleksach na terenie całej Polski (Jakubowska-Gabara 1993; Paluch 2001; Medwecka-Kornaś 2006; Durak 2009). Jednak zmiana klasyfikacji siedlisk nie zawsze jest konsekwencją wzrostu żyzności gleby i zmian w roślinności leśnej, może natomiast wynikać z udoskonalenia i upowszechnienia metod oceny możliwości produkcyjnych siedlisk, zwłaszcza siedlisk zniekształconych w wyniku dawnych form użytkowania lasu (Brzeziecki 1999; Krzyżanowski et al. 2002). W takim przypadku zmiana

¹ Uniwersytet Wrocławski, Zakład Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej, ul. Kanonia 6/8, 50–328 Wrocław; Fax +48 71 375 40 85; e-mail stefla@biol.uni.wroc.pl

udziału typów siedlisk leśnych jest skutkiem prawidłowej oceny potencjału siedliska i może być podstawą do przebudowy drzewostanu, która dopiero zapoczątkuje zmiany w roślinności runa. W związku z tymi problemami, dla pełnego poznania charakteru i skali zmian w strukturze siedlisk leśnych, ważne jest rozpoznanie obecnego stanu roślinności na tle zmian udziału siedlisk leśnych na przykładach z różnych nadleśnictw.

Niniejsza praca koncentruje się na problemie przemian siedlisk z typu boru suchego w kierunku boru świeżego i odniesieniu tych przemian do aktualnego stanu roślinności na przykładzie danych z Nadleśnictwa Bolesławiec (RDLP Wrocław). Odniesienie to ma na celu stwierdzenie, czy roślinność runa na siedliskach o zmienionej klasyfikacji odpowiada nowej diagnozie, a ponadto, czy na podstawie szczegółowej analizy składu gatunkowego dzisiejszych zbiorowisk można wnioskować o zaniku fitocenoz borów chrobotkowych *Cladonio-Pinetum* wraz z zanikiem boru suchego jako jednostki siedliskowej.

2. Materiał i metody

Na terenie Nadleśnictwa Bolesławiec, w granicach Obrębu Kliczków, zajmującego powierzchnię 11,5 tys. ha, zebrano dane na 234 powierzchniach badawczych, w 119 wydzieleniach leśnych. Powierzchnie zakładano na siedliskach boru świeżego, które w latach 60 XX w. zaklasyfikowano do boru suchego (oznaczone w niniejszym artykule jako siedliska Bs/Bśw) oraz na siedliskach boru świeżego, których klasyfikacja z lat 60. została utrzymana w roku 2004 po wykonaniu prac glebowo-siedliskowych (oznaczone w niniejszym artykule jako siedliska Bśw/Bśw). Ponieważ dawne siedliska boru suchego zostały całkowicie włączone do typu boru świeżego, nie było możliwości zebrania danych na siedliskach Bs/Bs, czyli o utrzymanej od lat 60. klasyfikacji do boru suchego. Do wyznaczenia powierzchni o zmienionym i nie zmienionym typie siedliska wykorzystano mapy przeglądowe siedlisk z lat 1960 i 2004. Powierzchnie typów siedlisk leśnych porównano w programie ArcViewGIS i wyznaczono do badań obszary Bs/Bśw i Bśw/Bśw. W granicach tych obszarów z mapy przeglądowej Obrębu Kliczków wybrano losowo wydzielenia z drzewostanem sosnowym w kolejnych klasach wieku. W wybranych wydzieleniach założono powierzchnie kołowe (najczęściej 2, rzadko 1) o powierzchni 200 m² ($r=8$ m), oddalone od siebie co najmniej 100 m. Środek powierzchni wyznaczany był co najmniej 50 m od krawędzi drzewostanu, bez wstępnej oceny składu gatunkowego runa, lecz z wyłączeniem luk w drzewostanie. Na powierzchniach

notowano rośliny naczyniowe oraz naziemne mszaki i porosty, szacując ich pokrycie z wykorzystaniem 7-stopniowej skali ilościowości: 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 próbie. Na siedliskach Bs/Bśw zebrano 116 prób w kolejnych klasach wieku drzewostanu sosnowego: w klasie Ia – 20, Ib – 18, II – 20, III – 18, IV – 20, V+ (klasy V i VI) – 20. Na siedliskach Bśw/Bśw zebrano 118 prób: w klasie Ia – 20, Ib – 20, II – 20, III – 18, IV – 20, V+ – 20.

Skład gatunkowy roślinności w wyróżnionych klasach wieku drzewostanu przedstawiono syntetycznie w postaci tabeli, podając dla każdej klasy wieku na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw klasę stałości i współczynnik pokrycia każdego gatunku (Pawłowski 1972a). Przynależność syntaksonomiczną gatunków przyjęto za opracowaniem W. Matuszkiewicza (2001). Z analizy wyłączono gatunki drzewiaste, ponieważ ich występowanie uzależnione jest od działalności człowieka i nie jest dobrym wskaźnikiem procesów zachodzących w zbiorowisku.

Dla każdej klasy wieku na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw obliczono średnią liczbę roślin naczyniowych, mszaków i porostów oraz ich średnie pokrycie, a także średnią bonitację drzewostanu. W programie STATISTICA przeprowadzono badanie istotności różnic między średnimi dla tych samych klas. Wykorzystano: test *T* dla prób niezależnych, test Cochran-Coxa (gdy wariancje nie były równe) i test nieparametryczny Manna-Whitneya *U* (gdy rozkład nie był normalny).

Stałość poszczególnych gatunków runa wyrażoną w procentach wykorzystano do obliczenia współczynnika pokrewieństwa między roślinnością tych samych klas wieku na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw (Pawłowski 1972b):

$$V = \frac{100}{2} \cdot \left[\frac{\sum s_1 + \sum s_2 - \sum \sigma}{2 \sum s_1} + \frac{\sum s_1 + \sum s_2 - \sum \sigma}{2 \sum s_2} \right]$$

gdzie:

V – współczynnik pokrewieństwa,

$\sum s_1$ – suma procentowej stałości wszystkich gatunków runa w danej klasie wieku drzewostanu na siedliskach Bs/Bśw,

$\sum s_2$ – suma procentowej stałości wszystkich gatunków runa w danej klasie wieku drzewostanu na siedliskach Bśw/Bśw,

$\sum \sigma$ – suma różnic między procentowymi stałościami każdego po kolei gatunku runa na obu siedliskach.

Obliczono również pokrewieństwo roślinności w drzewostanach poszczególnych klas wieku pod względem pokrycia gatunków runa, podstawiając do powyż-

szego wzoru współczynnik pokrycia D poszczególnych gatunków w miejsce procentowej stałości.

W programie CANOCO dla par drzewostanów z danej klasy wieku (Ia z siedlisk Bs/Bśw i Ia z siedlisk Bśw/Bśw itd.) wykonano analizy ordynacyjne PCA (Lepš, Šmilauer 2003). Stopnie ilościowości transformowano na skalę porządkową van der Maarela: 5 → 9; 4 → 8; 3 → 7; 2 → 5; 1 → 3; + → 2; $r > 1$ (van der Maarel 1979, Piernik 2008). W analizach ordynacyjnych uwzględniono tylko najczęstsze gatunki runa, tzn. te, które osiągały przynajmniej w jednej klasie wieku co najmniej III klasę stałości.

3. Wyniki

Na badanym terenie stwierdzono łącznie 95 gatunków niedrzewiastych: 28 gatunków roślin naczyniowych, 34 gatunki mszaków i 33 gatunki porostów (tab. 1).

Na siedliskach Bs/Bśw liczba gatunków roślin naczyniowych dla wyróżnionych klas wieku drzewostanu była z reguły nieco wyższa, lecz różnice między średnimi były niewielkie i bez istotności statystycznej (tab. 2). Na siedliskach Bśw/Bśw nieco wyższa była liczba gatunków mszaków, lecz statystycznie istotna była tylko różnica między średnimi w klasach II. Wyższa była liczba gatunków porostów w klasie III na siedliskach Bśw/Bśw, a różnica okazała się istotna statystycznie, lecz nie jest to ogólna tendencja dla siedlisk Bśw/Bśw.

Pokrycie roślin naczyniowych w drzewostanach wyróżnionych klas wieku było z reguły wyższe na siedliskach Bśw/Bśw, istotna statystycznie była jednak tylko różnica między średnim pokryciem w klasach V+ (tab. 2). Ponadto, w klasie Ia, na siedlisku Bs/Bśw pokrycie roślin naczyniowych było wyższe i różnica między wartościami średnimi dla klas Ia była istotna statystycznie. Pokrycie mszaków było zwykle nieco wyższe na siedlisku Bśw/Bśw, a różnica między średnimi w klasach Ia była istotna statystycznie. Pokrycie porostów było znikome w drzewostanach większości klas, z wyjątkiem klasy Ia, gdzie było zbliżone na obu siedliskach.

Jakość drzewostanu wyrażona klasą bonitacji była wyższa na siedlisku Bśw/Bśw, ale różnice nie były znaczne. Różnice statystycznie istotne były jedynie między drzewostanami w klasie Ia oraz IV i V+ (tab. 2).

Pod względem stałości gatunków roślinność runa drzewostanów kolejnych klas wieku na obu siedliskach okazała się bardzo podobna. Najniższa wartość współczynnika pokrewieństwa dla klasy Ib wynosiła 81%, a dla pozostałych klas około 85% (tab. 3). Pod względem pokrycia gatunków roślinność runa drzewostanów ko-

lejnych klas wieku również była podobna, choć w mniejszym stopniu niż w przypadku stałości. Najniższy współczynnik pokrewieństwa wynosił 63% (dla klasy V+), a najwyższy – 74% (dla klasy II) (tab. 3).

Rozkład prób w przestrzeni gradientowej również wykazał podobieństwo roślinności runa drzewostanów kolejnych klas wieku na obu badanych siedliskach. Próby z klas Ia, Ib i II były dość równomiernie rozproszone w przestrzeni gradientowej, z niewielką tendencją do skupienia prób drzewostanów klas Ib i II z siedlisk Bs/Bśw (ryc. 1a-c). Wyraźniejsze grupowanie prób, zgodnie z siedliskiem, widoczne było na rozkładzie prób drzewostanów starszych klas wieku (III–V+), jednak i w tym przypadku nie tworzyły one zdecydowanie osobnych grup świadczących o znaczących różnicach w składzie gatunkowym runa. Roślinność runa III klasy wieku drzewostanu na siedlisku Bs/Bśw charakteryzował udział rakieta duńskiego *Hypnum jutlandicum*, natomiast roślinność runa w drzewostanach tej klasy wieku na siedlisku Bśw/Bśw – udział widłozęba miotłowego *Dicranum scoparium*, bielistki siwej *Leucobryum glaucum* i borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* (ryc. 1d). Różnice w roślinności runa drzewostanów klasy IV były słabiej zaznaczone, lecz i tu zaznaczał się udział rakieta duńskiego *Hypnum jutlandicum* na siedlisku Bs/Bśw (ryc. 1e). Roślinność w drzewostanach V+ klasy wieku na siedlisku Bs/Bśw charakteryzował udział chrobotka wysmukłego *Cladonia gracilis*, rakieta duńskiego *Hypnum jutlandicum* i widłozęba miotłowego *Dicranum scoparium*, natomiast na siedlisku Bśw/Bśw – udział rakieta duńskiego *Pleurozium schreberi* i borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* (ryc. 1f).

Przy syntetycznym ujęciu składu gatunkowego runa drzewostanów w kolejnych klasach wieku (tab. 1) na siedlisku Bśw/Bśw zwraca uwagę większa stałość bielistki siwej *Leucobryum glaucum* oraz wyższy współczynnik pokrycia widłozęba miotłowego *Dicranum scoparium*, rakieta duńskiego *Pleurozium schreberi* i borówki czarnej *Vaccinium myrtillus*, a na siedlisku Bs/Bśw – wyższy współczynnik pokrycia rakieta duńskiego *Hypnum jutlandicum*.

Gatunki z rodzaju *Cladonia* na obu badanych siedliskach były liczne, lecz ich udział w pokryciu był niewielki (tab. 1), co nie pozwala na zaliczenie płatów z chrobotkami do zespołu *Cladonio-Pinetum*. Zestaw gatunków borowych, takich jak: śmiałek pogięty *Deschampsia flexuosa*, widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum*, widłoząb miotłowy *D. scoparium*, bielistka siwa *Leucobryum glaucum*, rakieta duńskiego *Pleurozium schreberi*, borówka czarna *Vaccinium myrtillus* i borówka brusznicowa *V. vitis-idaea* oraz niewielki udział wrzосу pospolitego *Calluna vulgaris*, pozwalają zaliczyć płaty roślinności w drzewostanach III–V+ klas

Tabela 1. Skład gatunkowy roślinności w kolejnych klasach wieku drzewostanu na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw
Table 1. Species composition in successive tree stand age classes in dry/fresh (Bs/Bśw) and fresh/fresh (Bśw/Bśw) forest sites

Klasy wieku drzewostanu / age classes Siedliska / forest sites	Ia		Ib		II		III		IV		V+	
	Bs/Bśw		Bśw/Bśw		Bs/Bśw		Bśw/Bśw		Bs/Bśw		Bśw/Bśw	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
D. Cladonio-Pinetum												
<i>Cladonia macilenta</i>	IV	40	V	47	V	45	V	44	V	47	V	48
<i>Cladonia gracilis</i>	III	25	IV	34	IV	80	IV	42	IV	31	III	25
<i>Cladonia arbuscula</i>	II	18	III	8	III	23	III	42	II	19	II	13
<i>Cladonia chlorophaea</i>	II	13	II	13	IV	35	III	73	III	50	III	25
<i>Cladonia pyxidata</i>	II	18	III	21	II	40	III	70	II	17	II	15
<i>Cladonia subulata</i>	II	18	I	5	IV	35	III	198	II	6	I	5
<i>Cladonia rangiferina</i>	I	5	I	10	II	20	II	15	II	17	I	8
<i>Cetraria islandica</i>	II	13	I	5	II	15	III	25	II	9	II	38
<i>Cladonia crispata</i>	I	8	I	3	II	13	II	15	I	6	II	16
<i>Cladonia deformis</i>	I	8	II	14	II	13	II	13	I	8	II	13
<i>Cladonia ochrochlora</i>	I	3	I	3	I	5	I	10	I	6	I	5
<i>Cladonia fimbriata</i>	I	8	II	11	II	8	I	30	II	11	I	8
<i>Cladonia furcata</i>	I	8	I	3	I	5	I	3	I	8	I	5
<i>Cladonia coccifera</i>	I	5	I	8	I	3	I	3	I	3	I	3
<i>Cladonia phyllophora</i>	I	3	I	3	I	5	I	10	I	5	I	5
<i>Cladonia uncialis</i>	I	3	I	3	II	13	II	8	I	8	I	3
<i>Cladonia glauca</i>	I	3	I	3	I	5	I	3	I	8	I	3
<i>Cladonia coniocraea</i>	I	3	I	3	I	5	I	10	I	3	I	3
<i>Cladonia cornuta</i>	I	3	I	3	I	3	I	3	I	3	I	3
<i>Cladonia rei</i>	I	3	I	3	I	3	I	3	I	3	I	3
<i>Cladonia portentosus</i>												
<i>C. cervicornis ssp. verticillata</i>												
<i>Cladonia digitata</i>												
<i>Cladonia ciliata</i>												
<i>Cladonia pleurota</i>												
Sporadyczne / Occasionally: <i>Cladonia cenotea</i> Bśw/Bśw III (1, 3), <i>Cladonia polydactyla</i> Bśw/Bśw IV (1, 5)												
D. Leucobryo-Pinetum												
<i>Leucobryum glaucum</i>	III	19	I	6	II	43	II	14	IV	220	I	26
Ch. Vaccinio-Piceeta, Cladonio-Piceetoides et Dierano-Phion												
<i>Dicranum scoparium</i>	IV	63	V	158	V	395	V	389	V	969	V	1003
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	V	598	IV	805	IV	145	III	135	V	425	V	550
<i>Deschampsia flexuosa</i>	V	530	V	175	IV	63	IV	193	V	42	V	285
<i>Pleurozium schreberi</i>	III	75	V	388	II	208	III	835	V	1925	V	3385
<i>Dicranum spurium</i>	III	30	III	30	IV	403	V	435	V	289	IV	58
<i>Vaccinium myrtillus</i>	III	68	IV	120	II	206	III	585	V	981	V	235
<i>Dicranum polysetum</i>	II	15	III	28	III	71	III	95	V	100	IV	85
<i>Melampyrum pratense</i>	I	3	I	5	I	3	I	11	II	11	I	3
<i>Monotropa hypopitys</i>												
Ch. Nardo-Calluneta, Calluno-Ulicetalia et Pohlio-Callunio												
<i>Pohlia nutans</i>	V	693	V	1650	V	2467	V	342	V	1011	V	313
<i>Hypnum jutlandicum</i>	V	45	IV	40	V	147	V	363	V	489	V	1483
<i>Calluna vulgaris</i>	V	1595	V	565	V	458	IV	76	IV	31	IV	40
<i>Placynthia oligotropha</i>	V	1410	V	1590	I	6	I	30	III	19	III	53
<i>Phitidium ciliare</i>	III	23	II	18	I	8	III	23	IV	64	V	138
<i>Carex pilulifera</i>	I	3	II	13	II	9	I	5	I	3	I	8
<i>Agrostis capillaris</i>	I	5	I	10	I	8	I	3	I	3	I	3

Tabela 2. Średnia liczba oraz pokrycie gatunków roślin naczyniowych, mszaków i porostów oraz średnia bonitacja drzewostanu w klasach wieku na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw. Różnice istotne z $p < 0,05$ pogrubionoTable 2. Mean values of number and cover of vascular plants, bryophytes and lichens and mean stand quality in tree stand age classes on dry/fresh (Bs/Bśw) and fresh/fresh (Bśw/Bśw) forest sites. Significant differences with $p < 0.05$ are in bold

Grupa organizmów Group of organisms	Ia		Ib		II		III		IV		V+	
	Bs/Bśw	Bśw/Bśw	Bs/Bśw	Bśw/Bśw	Bs/Bśw	Bśw/Bśw	Bs/Bśw	Bśw/Bśw	Bs/Bśw	Bśw/Bśw	Bs/Bśw	Bśw/Bśw
liczba gatunków / number of species												
Rośliny naczyniowe Vascular plants	5,2	5,7	4,7	4,0	3,0	2,7	3,7	3,4	3,7	3,3	3,7	3,7
Mszaki Bryophytes	7,5	8,6	7,4	7,5	8,0	9,4	9,6	10,2	8,0	8,5	8,1	7,6
Porosty Lichens	7,7	6,8	7,2	7,7	7,8	7,3	4,3	6,7	5,2	5,2	5,1	4,4
pokrycie gatunków / cover of species												
Rośliny naczyniowe Vascular plants	28,9	18,0	8,9	12,4	3,2	4,9	12,0	714,8	11,6	17,3	17,3	37,4
Mszaki Bryophytes	15,4	26,6	38,0	43,4	36,6	42,4	61,0	54,2	65,6	70,7	63,2	70,7
Porosty Lichens	21,4	22,7	4,1	15,2	6,9	7,1	12,6	3,6	2,6	2,8	2,5	2,9
bonitacja drzewostanu / stand quality												
	II.1	I.5	I.7	I.5	II.2	II.1	II.4	II.2	III.3	II.9	III.8	III.4

Tabela 3. Pokrewieństwo roślinności runa drzewostanów kolejnych klas wieku na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw (%)

Table 3. Affinity of vegetation of stands of successive age classes on dry/fresh (Bs/Bśw) and fresh/fresh (Bśw/Bśw) forest sites (%)

Pokrewieństwo dla: Affinity for:	Ia	Ib	II	III	IV	V+
stałości gatunków species constancy	84,8	80,6	85,7	85,0	84,2	84,2
pokrycia gatunków species cover	70,0	71,0	74,2	67,2	73,7	62,8

wieku do zespołu suboceanicznego boru świeżego *Leucobryo-Pinetum*. Znaczny udział w klasach najmłodszych gatunków suboceanicznych wrzosowisk przemawia za zaliczeniem płatów roślinności do układów nieleśnych z klasy *Nardo-Callunetea*. Zbiorowiska, których drzewostany należały do Ib i II klas wieku, mają natomiast charakter przejściowy i należy je włączyć do klasy *Vaccinio-Piceetea* i związku *Dicrano-Pinion* jako zastępcze dla *Leucobryo-Pinetum*.

4. Dyskusja

Dotychczasowe próby powiązania typologii i fitosocjologii leśnej mają charakter statyczny i koncentrują się na dopasowywaniu poszczególnych jednostek obu systemów (Sokołowski et al. 1997; Matuszkiewicz J.M. 2001; Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004; Sikorska, Lasota 2007). W świetle obserwowanych w Polsce zmian udziału typów siedlisk leśnych oraz zmian w strukturze fitocenoz leśnych ważne są poszukiwania

wzajemnych relacji obu systemów dodatkowo w ujęciu dynamicznym. Stwierdzenie, czy zmiana klasyfikacji siedlisk leśnych powiązana jest ze zmianami w strukturze fitocenoz czy też wynika z odkrycia możliwości produkcyjnych siedlisk o zaniżonej diagnozie jest konieczne dla prawidłowej oceny zjawiska określanego ogólnie jako eutrofizacja siedlisk leśnych.

Na podstawie przeprowadzonego w niniejszej pracy porównania roślinności można jedynie przypuszczać, że z zanikiem boru suchego jako typu siedliskowego lasu związany jest zanik fitocenoz boru chrobotkowego *Cladonio-Pinetum*. Na niewielką odrębność siedlisk Bs/Bśw i Bśw/Bśw wskazują nieznaczne różnice w bonitacji drzewostanu i pokryciu wybranych gatunków runa, co może sugerować stopniowy zanik płatów borów chrobotkowych, nie jest to jednak pewnym i niepodważalnym wskaźnikiem przemian roślinności. Mniejsze pokrycie mszaków, a wśród nich rokietyka pospolitego *Pleurozium schreberi* oraz mniejsze pokrycie roślin naczyniowych, zwłaszcza borówki czarnej *Vaccinium myrtillus*, na siedlisku Bs/Bśw świadczy o nieco gorszych warunkach wilgotnościowych. Ponadto,

przewaga rokieta duńskiego *Hypnum jutlandicum* nad rokitnikiem pospolitym *Pleurozium schreberi* w warstwie mszystej na siedlisku Bs/Bśw również potwierdza mniejszą wilgotność tego siedliska, ponieważ wymagania rokieta duńskiego *Hypnum jutlandicum* w stosunku do wilgotności podłoża są mniejsze (Düll 1992). Te niewielkie różnice wilgotności dotyczą jednak wierzchnich warstw gleby, ponieważ zgodnie z operatem glebowo-siedliskowym Nadleśnictwa Bolesławiec (2004) oba badane siedliska pozostają pod wpływem wody gruntowej stopnia „g6”, a więc wody będącej w zasięgu korzeni sosny (4–6 m), co jest cechą charakterystyczną siedlisk w typie boru świeżego (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004).

Brak dawnej dokumentacji fitosocjologicznej dla badanego terenu, a także innych rejonów Borów Dolnośląskich, niestety uniemożliwia wykazanie rzeczywistych przemian w zbiorowiskach. Nie ma jednak wątpliwości co do słuszności zmiany klasyfikacji siedlisk. Siedliska zarówno Bs/Bśw, jak i Bśw/Bśw, związane są z bielcami właściwymi lub glebami rdzawymi bielcowymi, powstałymi z piasków rzecznych teras plejstoceńskich i zbudowane z piasków luźnych z próchnicą typu mor świeży (Operat glebowo-siedliskowy 2004). Odpowiada to w pełni charakterystyce geologiczno-glebowej siedlisk w typie boru świeżego (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004). Ponadto, przedstawiony w niniejszej pracy skład gatunkowy fitocenoz na dawnych siedliskach boru suchego przemawia za suboceanicznym borem świeżym w różnej fazie rozwoju, z wyjątkiem roślinności w drzewostanach Ia klasy wieku, gdzie wskutek braku sklepienia drzewostanu tworzą się przejściowo układy nieleśne. Podobna stałość gatunków na siedliskach Bs/Bśw i Bśw/Bśw jest podstawowym wskaźnikiem fitocenotycznym, przemawiającym za zaklasyfikowaniem badanych siedlisk do typu boru świeżego. Liczne wystąpienia chrobotków wskazują wprawdzie na ubóstwo siedlisk boru świeżego w badanym terenie, jednak ich niewielkie pokrycie nie pozwala wyróżnić na badanych powierzchniach fitocenoz zespołu *Cladonio-Pinetum*. Ponadto w borze chrobotkowym drzewostan ma IV–V bonitację (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004), natomiast na badanych powierzchniach bonitacja drzewostanu jest najczęściej II–III. Klasyfikacja numeryczna danych fitosocjologicznych z Obrębu Kliczków (Stefańska 2007, 2008) wykazała przynależność płatów z chrobotkami do zespołu *Leucobryo-Pinetum* w wariantcie z *Cladonia* sp. div. (Matuszkiewicz J.M. 2001).

Prawdopodobnie różnice między roślinnością runa badanych siedlisk były zaznaczone znacznie wyraźniej w latach 60. XX w., co skłoniło do wyróżnienia siedlisk boru suchego. W świetle rozwoju typologii leśnej (Krzyżanowski et al. 2002) i wzrostu roli czynników

glebowych w ocenie produktywności siedlisk (Sikorska, Lasota 2007) tę dawną diagnozę można oczywiście uznać za błędną. Pobieźna ocena jakości siedlisk dokonywana równocześnie z pracami taksacyjnymi mogła zaniżyć zdolności lasotwórcze siedlisk, ponieważ oparta była na roślinności runa, która korzysta z zasobów pokarmowych płytkich warstw gleby (Sikorska, Lasota 2007). Jednak stwierdzenie ówczesnie boru suchego głównie na podstawie fizjonomii roślinności, która ze względu na obfitość chrobotków jest specyficzna i łatwo odróżnialna, pozwala przypuszczać o występowaniu dawniej płatów boru chrobotkowego w Nadleśnictwie Bolesławiec.

Przyczyna przemian w siedliskach i roślinności tkwi najprawdopodobniej w historii badanego terenu. W XIX w. w Puszczy Zgorzelecko-Osiecznickiej na wielką skalę grabiono ściółkę leśną, a dodatkowo w lasach zbierano chrust i wypasano bydło (Bena 2001). Usuwanie biomasy ze zbiorowisk leśnych i niszczenie warstwy próchnicznej spowodowało obniżenie bonitacji siedlisk, było też przyczyną gradacji szkodników i pożarów, które pogłębiały degradację siedlisk. W monokulturach sosnowych na tak zdegradowanych siedliskach mogły ukształtować się bory chrobotkowe. Zaniechanie wspomnianych form użytkowania pozwoliło na spontaniczną regenerację siedlisk, która sprzyja przemianom roślinności (Dzwonko, Gawroński 2002). W ten sposób doszło do zaniku m.in. borów chrobotkowych w różnych regionach Polski (Matuszkiewicz 2007a, b, c; Matuszkiewicz, Lorens 2007; Orzechowski 2007; Solon 2007). Siedliska oligotroficzne w Nadleśnictwie Bolesławiec w latach 70. XX w. nawożono z samolotu mocznikiem, a na początku lat 90. na części siedlisk Bs/Bśw stosowano także wapnowanie. Trudno jednak ocenić bezpośredni wpływ tych zabiegów na siedliska i roślinność. Badania Fałtynowicza (1982, 1983) wykazały, że jednorazowe nawożenie w borach chrobotkowych powoduje wprawdzie zubożenie bioty porostów naziemnych i spadek ich ilościowości, jednak zmiany są krótkotrwałe i przemijające. Olsson i Kellner (2006) wykazali, że istotne i długotrwałe zmiany ilościowości porostów i mchów naziemnych następują dopiero po kilkakrotnym powtórzeniu zabiegu nawożenia. Na proces regeneracji siedlisk po zaprzestaniu dawnych form użytkowania lasu mogła jednak nakładać się eutrofizacja wynikająca z zanieczyszczenia powietrza. Badania gleb i zbiorowisk borowych będących pod wpływem zanieczyszczeń przemysłowych wykazały istotny wpływ opadu pyłów na właściwości gleb i skład gatunkowy fitocenoz (Świercz 1997, 2000).

Metodą DCA wykazano, że niewielkie różnice w roślinności badanych siedlisk zaznaczają się dopiero w drzewostanach dojrzewających lub dojrzałych. Tłumać to można silnym uzależnieniem roślinności od

struktury drzewostanu, który kształtuje określone warunki mikroklimatyczne (Szymański 2001). W fazie uprawy brak sklepienia drzewostanu jest niekorzystny dla gatunków leśnych, a sprzyja wkraczaniu gatunków nieleśnych. Zwarcie koron drzew powoduje pogorszenie warunków świetlnych, co stanowi moment krytyczny zarówno dla kolonizatorów, jak i regenerujących się gatunków leśnych (Økland et al. 2003). W początkowych fazach rozwoju drzewostanu sosnowego nawet na siedliskach borowych i grądowych może zaznaczać się podobieństwo florystyczne (Łaska 2006), tym łatwiej więc zacierają się subtelne różnice między siedliskiem Bs/Bśw i Bśw/Bśw. Dopiero po ustabilizowaniu się mikroklimatu leśnego roślinność może różnicować się zależnie od właściwości podłoża.

Zmiana klasyfikacji siedlisk leśnych ma istotne znaczenie dla przyszłego planowania hodowlanego i realizacji zabiegów hodowlanych (Dobrowolski 1997). Z punktu widzenia produkcji leśnej zmiana diagnozy siedliska z boru suchego na bór świeży, poparta analizą fizyko-chemicznych właściwości gleby (Operat glebowo-siedliskowy, 2004) i stanu roślinności, ma konsekwencje pozytywne, ponieważ oznacza wzrost produktywności przy zachowaniu dotychczasowego sposobu zagospodarowania. Zmiana klasyfikacji w tym wypadku nie wiąże się z koniecznością dostosowywania składu drzewostanu na drodze kosztownej i długotrwałej przebudowy, ponieważ w obu typach siedliskowych właściwy jest sosnowy typ lasu (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004). Z przyrodniczego punktu widzenia zanik siedlisk boru suchego jest natomiast zjawiskiem negatywnym, oznacza bowiem ustępowanie fitocenozy zespołu *Cladonio-Pinetum* (reprezentujących siedliska przyrodnicze Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000, 91T0), co zubaża zasoby przyrodnicze Polski. Zachowanie tych cennych fitocenozy wymaga niewątpliwie aktywnego działania, np. utrzymywania zwarcia przerywanego, usuwania drobnowymiarowego murszejącego drewna i gałęzi, a także wypróbowania metod eksperymentalnych, np. obniżania zadrzewienia czy miejscowego usuwania ściółki (Rutkowski 2009). Są to jednak metody wymagające nakładów czasowych i finansowych, które mogłyby być ponoszone na obszarach Natura 2000 powołanych dla ochrony różnorodności siedlisk przyrodniczych.

5. Podsumowanie

Podobieństwo jakościowe roślinności siedlisk Bs/Bśw i Bśw/Bśw potwierdza słuszność zmiany klasyfikacji siedlisk z boru suchego na bór świeży. Na obu badanych siedliskach występują obecnie bory świeże w różnej fazie rozwoju oraz zbiorowiska wrzosowiskowe

wchodzące w skład dynamicznego kręgu zbiorowisk na badanych siedliskach.

Różnice ilościowe wyrażone pokrywaniem niektórych gatunków: *Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi* czy *Vaccinium myrtillus* wskazują na niewielką odrębność siedlisk Bs/Bśw i Bśw/Bśw. Pozwala to jednak jedynie przypuszczać o obecności borów chrobotkowych w latach 60. XX wieku w badanych nadleśnictwie.

Podziękowanie

Autorka składa podziękowania Panu Nadleśniczemu Władysławowi Nowakowi za udostępnienie materiałów oraz Dyrekcji i Pracownikom Biura Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej w Brzegu za pomoc w analizie materiału kartograficznego.

Literatura

- Bena W. 2001. Dzieje Puszczy Zgorzelecko-Osiecznickiej. Zgorzelec, Wydawnictwo F.H. Agat, 362 ss.
- Brzeziecki B. 1999. Wzrost żyzności siedlisk leśnych: zjawisko pozorne czy rzeczywiste? *Sylwan*, 143 (11): 99–107.
- Dobrowolski S. 1997. Wpływ zmian klasyfikacji siedlisk na planowanie hodowlano-urządzeniowe i różnorodność lasu w Nadleśnictwie Brzeziny (RDLP Łódź). *Sylwan*, 141 (6): 35–44.
- Durak T. 2009. Changes in rich fir-beech forests in the Beskid Niski Mountains during 30 years. w: The role of geobotany in biodiversity conservation (red. J. Holeksa, B. Babczyńska-Sendek, S. Wika). Katowice, University of Silesia: 141–148.
- Düll R. 1992. Zeigerwerte von Laub- und Lebermoose. w: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (red. H. Ellenberg, H. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner, D. Paulißen). *Scripta Geobotanica*, 18: 175–214.
- Dzwonko Z., Gawroński S. 2002. Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biological Conservation*, 106: 389–398.
- Fałtynowicz W. 1982. Reakcja runa boru suchego na jednorazowe nawożenie mineralne. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 582: 114–138.
- Fałtynowicz W. 1983. Zmiany biomasy runa boru chrobotkowego (*Cladonio-Pinetum* Juraszek 1928) pod wpływem nawożenia mineralnego. *Doniesienie naukowe. Zeszyty Naukowe Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi UG, Biologia*, 4: 109–121.
- Jakubowska-Gabara J. 1993. Recesja zespołu świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 w Polsce. Łódź, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, 190 ss.
- Kliczkowska A., Gromadzki A. 1998. Prace glebowo-siedliskowe jako podstawa długookresowego planowania hodowlanego. *Sylwan*, 142 (5): 59–67.

- Krzyżanowski A., Zajączkowski S., Zielony R. 2002. Struktura siedlisk leśnych w Polsce oraz kierunki zmian. *Inżynieria Ekologiczna*, 6: 38–46.
- Lepš J., Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, 269 ss.
- Łaska G. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk zastępczych w Puszczy Knyszyńskiej. Białystok–Poznań, Politechnika Białostocka, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Bogucki Wyd. Naukowe, 503 ss.
- Matuszkiewicz J.M. 2001. Zespoły leśne Polski. Warszawa, PWN, 358 ss.
- Matuszkiewicz J.M. 2007a. Ewolucja zbiorowisk borów suchych i świeżych na gruntach porolnych w Nadleśnictwie Wielbark. w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski (red. J.M. Matuszkiewicz). Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego, Monografie, 8: 143–165.
- Matuszkiewicz J.M. 2007b. Przemiany borów suchych i świeżych w zachodniej części Borów Tucholskich. w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski (red. J.M. Matuszkiewicz). Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego, Monografie, 8: 96–116.
- Matuszkiewicz J.M. 2007c. Zmiany w zbiorowiskach borów sosnowych w rezerwacie „Czarnia” w Puszczy Kurpiowskiej. w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski (red. J.M. Matuszkiewicz). Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego, Monografie, 8: 165–176.
- Matuszkiewicz J.M., Lorens B. 2007. Przemiany borów sosnowych w Roztoczańskim Parku Narodowym w ciągu półwiecza. w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski (red. J.M. Matuszkiewicz). Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego, Monografie, 8: 371–386.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Warszawa, PWN, 537 ss.
- Medwecka-Kornaś A. 2006. Present state of mixed forest (*Pino-Quercetum*) in Ojców National Park (southern Poland). *Polish Botanical Studies*, 22: 365–385.
- Olsson B. A., Kellner O. 2006. Long-term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 237: 458–470.
- Operat Glebowo-Siedliskowy, 2004. Nadleśnictwo Bolesławiec, Obręby: Bolesławiec, Kliczków. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych we Wrocławiu. Toruń, Biuro Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych „OPERAT” S.C..
- Orzechowski M. 2007. Przemiany zbiorowisk leśnych Puszczy Kozienickiej od czasu badań Ryszarda Zaręby. w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski (red. J.M. Matuszkiewicz). Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego, Monografie, 8: 504–553.
- Økland T., Rydgren K., Økland R.H., Storaunet K.O., Rolstad J. 2003. Variation in environmental conditions, understorey species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. *Forest Ecology and Management*, 177: 17–37.
- Paluch R. 2001. Zmiany zbiorowisk roślinnych i typów siedlisk w drzewostanach naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylvan*, 145 (10): 73–82.
- Pawłowski B. 1972a. Skład i budowa zbiorowisk roślinnych oraz metody ich badania. w: Szata roślinna Polski (red. W. Szafer, K. Zarzycki). Warszawa, PWN, 237–269.
- Pawłowski B. 1972b. Systematyka polskich zbiorowisk roślinnych. w: Szata roślinna Polski. (red. W. Szafer, K. Zarzycki). Warszawa, PWN, 269–279.
- Piernik A. 2008. Metody numeryczne w ekologii na przykładzie zastosowań pakietu MVSP do analiz roślinności. Toruń, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, 98 ss.
- Rutkowski P. 2009. Natura 2000 w leśnictwie. Warszawa, Ministerstwo Środowiska, 69 ss.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Załącznik do Zasad Hodowli Lasu. 2004. Bedoń, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych, 264 ss.
- 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.
- Sokołowski A.W., Kliczkowska A., Grzyb M. 1997. Określenie jednostek fitosocjologicznych wchodzących w zakres siedliskowych typów lasu. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, B, 32: 5–55.
- Solon J. 2007. Przemiany zbiorowisk leśnych Kampinoskiego Parku Narodowego w ciągu 80 lat. w: Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski (red. J.M. Matuszkiewicz). Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego, Monografie, 8: 290–343.
- Stefańska E. 2007. Stan i tendencje dynamiczne zbiorowisk borowych Borów Dolnośląskich. Praca doktorska wykonana w Zakładzie Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej, Instytut Biologii Roślin, Uniwersytet Wrocławski, Wrocław, 119 ss.
- Stefańska-Krzaczek E. 2008. Wpływ gospodarki leśnej na strukturę zbiorowisk borowych. w: Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka. Rozpoznanie – Monitoring – Przeciwdziałanie (red. S. Mazur, H. Tracz). VIII Symposium Ochrony Ekosystemów Leśnych, Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW, Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Warszawa, Wydawnictwo SGGW: 76–84.
- Szymański S. 2001. Ekologiczne podstawy hodowli lasu. Warszawa, PWRiL, 479 ss.
- Świercz A. 1997. Wpływ emisji alkalicznej na gleby i bory sosnowe w „Białym Zagłębiu”. Część 1. Kraków – Kielce, PAN – Kieleckie Towarzystwo Naukowe, 206 ss.
- Świercz A. 2000. Ocena wpływu alkalicznej depozycji na skład i strukturę zbiorowisk borowych ze związku *Dicrano-Pinion* w Kieleckim Okręgu Eksploatacji Surowców

Węglanowych. w: Funkcjonowanie i monitoring geoko-
systemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekolo-
gicznych (red. G. Wójcik, K. Marciniak). *Zeszyty Naukowe
Komitetu „Człowiek i Środowisko”*, 25: 253–260.

van der Maarel E. 1979. Transformation of cover-abundance
values in phytosociology and its effects on community
similarity. *Vegetatio*, 39 (2): 97–114.

Zielony R., Krzyżanowski A. 1999. Rozwój typologii leśnej
oraz stan prac typologicznych w Polsce. *Sylwan*, 143 (10):
59–71.