

Zmiany roślinności rezerwatu przyrody Mszar Bogdaniec

Changes in vegetation of the Mszar Bogdaniec nature reserve

Marcin K. Dyderski, Andrzej M. Jagodziński*

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

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

Abstract: Changes of vegetation in forests and wetlands require continuous monitoring and evaluation. Due to the lack of in-depth knowledge, it is still very challenging to predict and record vegetation changes. This study attempts to evaluate changes in forest and transitional bog vegetation over 14 years in the Mszar Bogdaniec nature reserve (West Poland; 21.98 ha). We described the current vegetation using 50 phytosociological relevés conducted in 2012 and 2013. Moreover, we calculated and compared ecological indices describing ecological traits of the vegetation in two different times. We also used Detrended Correspondence Analysis (DCA) to assess changes in floral composition. Most of the studied vegetation traits did not change significantly during the last 14 years. Statistically significant changes occurred in the proportion of mosses and cover of the herb layer, both of which increased, as well as species richness in forest plant communities, and the cover of species from *Scheuchzerio-Caricetea* class in peat bog plant communities, both of which decreased. The current state of the vegetation is a result of former human activity such as drainage and planting monoculture tree stands. The observed changes during the last 14 years were fluctuations rather than direct changes. Encroachment of the woody species into transitional bog is a fluctuation, which may be secondary succession in the long-term.

Keywords: transitional bog, *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, degeneration, vegetation dynamics, fluctuation

1. Wstęp

Ekosystemy lądowe podlegają od wielu wieków wpływowi działalności człowieka. Do głównych zagrożeń różnorodności biologicznej wg modelu HIPPO (Wilson 2002) należą: niszczenie siedlisk, introdukcja gatunków obcych, zanieczyszczenie środowiska, wzrost liczebności populacji ludzkiej oraz nadmierna eksploatacja zasobów. Presja człowieka szczególnie silnie oddziaływała na ekosystemy leśne, czego efektem jest występowanie różnych stanów degeneracyjnych zbiorowisk leśnych. Degeneracja roślinności przejawia się utratą gatunków charakterystycznych, o największych skalach ekologicznych, i zastępowaniem ich przez taksony eurytopowe (Olaczek 1974; Faliński 1988). Można więc utożsamiać degenerację z fitocenotycznym aspektem procesu znanego w zachodniej literaturze jako biotyczna homogenizacja – zmniejszanie zróżnicowania gatunkowego i funkcjonalnego ekosystemów, związane z utratą różnorodności biologicznej (Olden et al. 2004; Chen et al. 2010).

Jednymi z najbardziej narażonych na skutki niekorzystnej działalności człowieka ekosystemów są torfowiska (Ilnicki

2002; Parish et al. 2008). Istnienie torfowisk zależy od warunków wodnych, tzn. ich zmiany powodują proces mineralizacji torfu. Torfowiska bardzo często były odwadniane w celu zwiększenia arealów upraw rolnych czy wzrostu produktywności lasów, albo w celu wydobycia torfu jako podłoża stosowanego w ogrodnictwie czy szkółkarstwie, opału lub źródła związków chemicznych stosowanych w kosmetyce i medycynie (Ilnicki 2002; Pawlaczyk et al. 2002; Parish et al. 2008). W Polsce torfowiska wysokie i przejściowe stanowią łącznie jedynie 7,3% arealów wszystkich torfowisk (Ilnicki 2002), co sprawia, że wymagają szczególnej ochrony, zwłaszcza że *gros* z nich zostało silnie przekształconych w wyniku działalności człowieka (Jasnowski 1972).

Z uwagi na duży udział gatunków stenotopowych, szata roślinna torfowisk ulega przekształceniom ze względu na zmianę sposobu ich zagospodarowania, często połączoną z odwodnieniem (Ellenberg 1988; Herbich, Herbichowa 2002; Parish et al. 2008). Przesuszenie powoduje zanikanie procesu akumulacji torfu, wycofywanie gatunków torfotwórczych i wkraczanie gatunków z siedlisk wilgotnych i świeżych, o wyższych (w stosunku do gatunków typowych dla

torfowisk wysokich) wymaganiach troficznych, przyczyniających się do wzrostu trofii i przemiany siedlisk (Laine et al. 1995; Pawlaczyk et al. 2002; Kujawa-Pawlaczyk, Pawlaczyk 2005). Szczególnie istotny wpływ na przekształcenie szaty roślinnej torfowisk wysokich ma wkraczanie roślin drzewiastych, prowadzące do zmiany typu zbiorowiska roślinnego (Laine et al. 1995; Macdonald, Yin 1999; Pawlaczyk et al. 2002; Dyderski et al. 2015a).

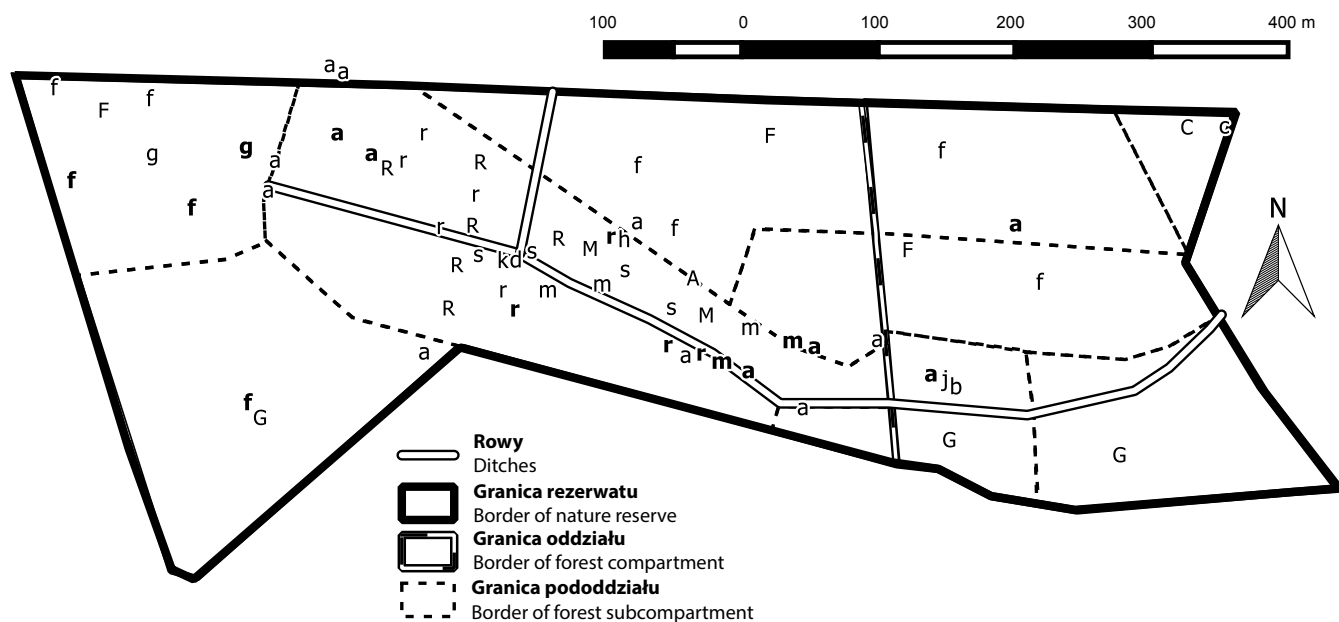
Wpływ człowieka na ekosystemy torfowiskowe był często opisywany na podstawie stanu zarejestrowanego podczas jednorazowych badań naukowych lub inwentaryzacji. Niewiele prac porusza natomiast problematykę zmian zachodzących we współczesnej roślinności torfowisk. Na przykład Herbich (2001) badał zmiany w roślinności rezerwatu Staniszewskie Błota w przeciągu 30 lat, a Czerepko (2008) – zmiany roślinności oraz struktur drzewostanów lasów bagiennych Puszczy Białowieskiej na stałych powierzchniach doświadczalnych. Kopeć i in. (2014) badali dynamikę roślinności olsów i lasów łągowych w ciągu 50 lat w celu określenia wpływu zmian stosunków wodnych na zbiorowiska roślinne. W opracowaniach z zakresu dynamiki roślinności brakuje jednak prac, które wskazywałyby okres, po którym można zauważyć w sposób mierzalny pierwsze, kierunkowe zmiany fitocenozy.

Celem pracy jest określenie zmian, jakie zaszły w zbiorowiskach roślinnych rezerwatu przyrody Mszar Bogdaniec

w latach 1999–2012/13. Wyjściowy stan roślinności badanego obiektu przedstawiono w planie ochrony (Maciantowicz et al. 1999). Rezerwat ten, z uwagi na znaną historię antropopresji oraz szczegółowo wykonaną inwentaryzację szaty roślinnej, stanowi dobry materiał do opisu antropogenicznych przekształceń roślinności.

2. Materiały i metody

Badania przeprowadzono na terenie rezerwatu przyrody Mszar Bogdaniec, znajdującego się w południowej Wielkopolsce (51°40'35"N; 17°21'19"E; 115 m n.p.m.). Rezerwat ma powierzchnię 21,98 ha, w tym 4,95 ha zajmuje torfowisko przejściowe i wysokie, dla ochrony którego rezerwat został powołany w roku 1995 (Zarządzenie 1996; Maciantowicz et al. 1999). Pozostałą część rezerwatu zajmują drzewostany sosnowe stanowiące strefę buforową pomiędzy borami mieszanymi (lasy gospodarcze) a torfowiskiem. Od czasu objęcia obiektu ochroną na jego terenie nie były prowadzone prace związane z gospodarką leśną. Na początku XX wieku torfowisko zostało odwodnione poprzez wykonanie rowu opaskowego wokół obiektu oraz dwóch rowów odprowadzających o szerokości 6 m, które go przecinają (ryc. 1). W połowie XX wieku w południowo-wschod-



Rycina 1. Rozmieszczenie zdjęć fitosocjologicznych na terenie rezerwatu przyrody Mszar Bogdaniec. Litery oznaczają zbiorowiska roślinne: a – *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* juv., b – *Bidenti-Polygonetum hydropipers*, c – *Fraxino-Alnetum*, d – *Phragmitetum australis*, f – *Pinus-Padus*, g – *Pinus-Picea*, h – *Ranunculo-Juncetum bulbosae*, j – *Rumici-Alopecuretum aequalis*, k – *Scirpetum lacustris*, m – *Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii*, r – *Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati*, s – *Sphagno-Juncetum effusi*. Małe litery oznaczają zdjęcia wykonywane w latach 2012/13, zaś duże – w roku 1999 przez Maciantowicza i in. (1999). Pogrubiono oznaczenia zdjęć z lat 2012/13 wykorzystane do analizy porównawczej.

Figure 1. Distribution of relevés in the Mszar Bogdaniec nature reserve. Letters indicate plant communities: a – *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* juv., b – *Bidenti-Polygonetum hydropipers*, c – *Fraxino-Alnetum*, d – *Phragmitetum australis*, f – *Pinus-Padus*, g – *Pinus-Picea*, h – *Ranunculo-Juncetum bulbosae*, j – *Rumici-Alopecuretum aequalis*, k – *Scirpetum lacustris*, m – *Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii*, r – *Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati*, s – *Sphagno-Juncetum effusi*. Small letters indicate relevés conducted in 2012/13, capital letters indicate relevés conducted in 1999 by Maciantowicz et al. (1999). Bolded letters indicate relevés from 2012/13, which were used for comparative analysis.

niej części torfowiska w ramach tzw. „uproduktywiania nieużytków” przygotowano rabaty oraz posadzono sosnę zwyczajną. Do okolicznych drzewostanów wprowadzono czeremchę amerykańską, która szybko się w nich rozprzestrzeniła (Maciantowicz et al. 1999).

Roślinność części torfowiskowej rezerwatu została opisana przez Dyderskiego i in. (2015a). W części leśnej rezerwatu dominują zbiorowiska zastępcze (LZZ) typu *Pinus-Padus* oraz *Pinus-Picea*, które miejscami przechodzą w zespół brzeziny bagiennej *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*. Zbiorowiska te występują na powierzchni 16,6 ha. Łęg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum* zajmuje niewielki płat na obrzeżu rezerwatu (0,43 ha w NE części). LZZ typu *Pinus-Picea* jest efektem nasadzeń świerkowych i sosnowych na siedlisku boru mieszanego świeżego oraz wilgotnego. Drzewostan tworzą w nim sosna ze świerkiem, w warstwie a2 pojawia się *Padus serotina*, a w runie występują gatunki borowe, m.in. *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Pseudoscleropodium purum* i *Vaccinium myrtillus*, świadczące o przynależności tego LZZ do klasy *Vaccinio-Piceetea* i związku *Dicrano-Pinion*. Bliżej torfowiska płaty *Pinus-Picea* przechodzą w juwenilną postać brzeziny bagiennej *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*. W LZZ typu *Pinus-Padus* drzewostan tworzy sosna zwyczajna, której towarzyszy *Padus serotina*, obecna w podsycie we wszystkich zdjęciach, a w niektórych także w warstwie a2. Runo zbiorowiska budują m.in. *Brachythecium rutabulum*, *Dicranum undulatum* (= *D. polysetum*), *Dryopteris carthusiana*, *Hypnum cupressiforme*, *Pleurozium schreberi*, *Pteridium aquilinum* i *Vaccinium myrtillus*.

W latach 2012 i 2013 w celu charakterystyki roślinności badanego terenu wykonano 50 zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanqueta, a ich powierzchnia wynosiła od 1 (zbiorowiska terofitów namuliskowych) do 300 m² (zbiorowiska leśne). Kryteria wyróżniania zbiorowisk roślinnych oraz nomenklaturę syntaksonomiczną przyjęto za Ratyńską i in. (2011), natomiast nazwy taksonów roślin za Szwedem i in. (1999). Z uwagi na niewielką liczbę zdjęć fitosocjologicznych dostępnych w planie ochrony rezerwatu (Maciantowicz et al. 1999), wykorzystanie wszystkich zdjęć fitosocjologicznych z lat 2012/13 spowodowałoby nadmierną reprezentację zdjęć nowych w stosunku do tych z roku 1999 (15 zdjęć). Z tego względu spośród zdjęć z lat 2012 i 2013 wylosowano 10 (spośród 20) zdjęć z kopuły torfowiska oraz 6 (spośród 18) zdjęć wykonanych w drzewostanach wokół torfowiska. Z losowania wykluczono zdjęcia o powierzchni mniejszej niż 25 m², ponieważ w planie ochrony wykonano zdjęcia o właśnie takiej powierzchni, a także zastosowano losowanie warstwowe. W każdym z syntaksonów wyróżnionych przez Dyderskiego i in. (2015a) i reprezentowanych przez zdjęcia o powierzchni większej niż 25 m² wylosowano liczbę zdjęć proporcjonalną do ich liczby w całym zbiorze zdjęć (tab. 1). Mimo iż plan ochrony zawierał 9 zdjęć z torfowiska, to dla zachowania proporcji w udziale zdjęć reprezentujących wyróżnione zbiorowiska (0,2/0,2/0,4/0,2) wybrano

10 zdjęć. Do analizy zdjęć z lat 2012/13 wzięto pod uwagę 16 powierzchni spośród 50 (tab. 1, ryc. 1). Losowanie w ramach poszczególnych zespołów wykonano przy pomocy funkcji *random select*, która losowo wybrała zadaną liczbę zdjęć ze zbioru, w programie Turboveg, wykorzystanym do przygotowania bazy danych ze zdjęciami fitosocjologicznymi (Hennekens, Schaminée 2001). Z uwagi na zastosowanie różnej skali pokrycia (tradycyjnej, 7-stopniowej oraz 9-stopniowej skali Braun-Blanqueta) w planie ochrony rezerwatu wartości pokrycia zostały sprowadzone do skali 7-stopniowej: stopnie „r”, „+”, „1”, „3”, „4” oraz „5” pozostały bez zmian, natomiast stopnie „2m”, „2a” oraz „2b” zostały zamienione na „2”. Pozostałe zdjęcia wykonane w 2012 i 2013 roku wykorzystano do opisu roślinności aktualnej w ramach niniejszego opracowania, a także umieszczono je w bazie Polish Vegetation Database (Kącki, Śliwiński 2012).

Dla każdego zdjęcia fitosocjologicznego obliczono średnie ważone ilościowością liczby wskaźnikowe Ellenberga (Ellenberg, Leuschner 2010), udział gatunków charakterystycznych dla jednostek syntaksonomicznych wg Ratyńskiej i in. (2011), udział gatunków obcych i rodzimych (wg Tokarskiej-Guzik et al. 2012), a także udział form życiowych, bogactwo gatunkowe oraz wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera. Do oceny zróżnicowania kompozycji florystycznej roślinności pomiędzy dwoma terminami badań wykorzystano nietendancyjną analizę zgodności (DCA). Do określenia współczynnika determinacji R^2 poszczególnych zmiennych z położeniem punktów w przestrzeni ordynacyjnej wykorzystano funkcję *envfit* z pakietu *vegan* (Oksanen et al. 2013), która wyznaczyła wektor wskazujący kierunek wzrostu wartości danej cechy. Do określenia istotności statystycznej wykorzystano test permutacyjny oparty na 999 iteracjach, zaimplementowany w pakiecie *vegan* (Oksanen et al. 2013). Analizy te wykonano na danych fitosocjologicznych, nie biorąc pod uwagę warstwy drzew oraz krzewów (por. Kasprówicz 2010, Dyderski et al. 2015b). Do określenia zmian wartości wskaźników ekologicznych wykorzystano test Kruskala-Wallisa, natomiast do oceny zmiany średniego pokrycia poszczególnych gatunków pomiędzy dwoma terminami badań wykorzystano test t-Studenta, po transformacji Blissa (Biecek 2013). Analizy statystyczne wykonano w programie R (R Core Team 2015).

3. Wyniki

Roślinność rezerwatu Mszar Bogdaniec tworzyło 12 zbiorowisk roślinnych, w tym 10 w randze zespołu, reprezentujących 7 klas fitosocjologicznych (tab. 1). Spośród nich największą powierzchnię w rezerwacie zajmowały zbiorowiska leśne (ok. 85%). Rezerwat podzielony był na część torfowiskową (wydzielenie 142c; 4,95 ha) oraz leśną, stanowiącą otulinę torfowiska.

Pod względem pokrycia gatunków w roślinności leśnej rezerwatu w sposób istotny statystycznie ($p < 0,05$) zmniejszyło się średnie pokrycie *Sorbus aucuparia*, *Impatiens parviflora*

i *Trientalis europaea*, a także nalotów *Pinus sylvestris* i *Quercus robur* oraz zwiększyło się średnie pokrycie świerka w warstwie podszytu (tab. 2). Pozostałe zmiany pokrycia gatunków były nieistotne statystycznie ($p>0,05$), choć warto odnotować brak obecności turzyc w runie, a także zmniejszenie się pokrycia jeżyn. W warstwie mszystej zaobserwowano nieistotny statystycznie wzrost pokrycia *Brachythecium rutabulum* (nienotowanego wcześniej), *Polytrichum commune* oraz *Pseudoscleropodium purum*. W roślinności torfowiskowej istotnie statystycznie ($p<0,05$) zmniejszyło się średnie pokrycie *Agrostis canina*, nalotów *Betula pendula*, a także *Sphagnum fallax* oraz *S. russowi* (tab. 2). Pozostałe zmiany pokrycia gatunków były nieistotne statystycznie ($p>0,05$). Warto jednak zauważyć wzrost udziału *Betula pubescens*, a także pojawienie się kenofitu *Erechtites hieracifolia*. Wśród torfowców odnotowano wzrost pokrycia *S. fimbriatum*.

Analiza wskaźników ekologicznych opisujących badane fitocenozy (tab. 3) wykazała, że w przypadku większości wskaźników różnice pomiędzy zdjęciami wykonanymi w 1999 roku i w latach 2012/13 były nieistotne statystycznie ($p>0,05$). W zbiorowiskach leśnych w sposób istotny statystycznie zwiększył się udział mchów, a zmniejszyła średnia liczba gatunków notowanych w zdjęciu. Mimo braku istotności statystycznej różnic ($p=0,051$) stwierdzono dość znaczne zmniejszenie pokrycia warstwy drzew (z $89,2\pm 4,9$ do $66,7\pm 9,5\%$). W zbiorowiskach torfowiskowych odnotowano istotne statystycznie

zmniejszenie udziału gatunków klasy *Scheuchzerio-Caricetea* oraz zwiększenie pokrycia warstwy zielnej. Pokrycie warstwy mszystej zmniejszyło się z $33,9\pm 10,1\%$ do $17,0\pm 6,6\%$, jednak różnice te nie były istotne statystycznie.

Analiza DCA (ryc. 2, tab. 4) wskazuje, że zmiany w roślinności leśnej rezerwatu są raczej fluktuacją niż zmianą kierunkową – punkty reprezentujące zdjęcia wykonane w obu terminach są położone blisko siebie, z wyjątkiem jednego punktu, przesuniętego w stronę zbiorowisk torfowiskowych. Obrazuje on zbiorowisko *Pinus-Picea*, w którym na skutek wydzielenia się świerków wkroczyły gatunki torfowiskowe oraz liczne naloty brzozy omszonej. W kierunku punktów przedstawiających roślinność leśną zwrócone są wektory określające udział chamefitów, gatunków klas *Quercus-Fagetea*, *Quercetea robori-petraeae* oraz *Vaccinio-Piceetea*, pokrycie warstwy drzew i krzewów, bogactwo i różnorodność gatunkową oraz wskaźnik wilgotności Ellenberga. W przypadku punktów reprezentujących roślinność torfowiskową widoczne jest większe zróżnicowanie w ramach grupy, a punkty przedstawiające zdjęcia wykonane w latach 2012/13 przesunięte są w kierunku grupy obrazującej roślinność leśną. W ich kierunku zwrócone są wektory wyrażające udział hemikryptofitów, gatunków klas *Scheuchzerio-Caricetea* oraz *Oxycocco-Sphagnetea* i udział gatunków rodzimych. Wektory określające wskaźniki świetlny, troficzny i odczynu gleby Ellenberga skierowane były w kierunku, gdzie nie znajdowały się punkty przedstawiające zdjęcia fitosocjologiczne.

Tabela 1. Lista syntaksonów występujących na terenie rezerwatu Mszar Bogdaniec

Table 1. List of syntaxa recorded in the Mszar Bogdaniec nature reserve

Syntakson / Syntaxon	Liczba wykonanych zdjęć w 2012/13 / Number of relevés conducted in 2012/2013	Liczba zdjęć wykorzystanych w analizie porównawczej / Number of relevés used in comparative analysis	Liczba wykonanych zdjęć w 1999 / Number of relevés conducted in 1999
<i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> Libbert 1933 em. R. Tx. 1937 juv.	15	5	1
LZZ <i>Pinus-Padus</i>	9	3	3
LZZ <i>Pinus-Picea</i>	2	2	3
<i>Fraxino-Alnetum</i> W.Mat 1952	1	0	1
<i>Ranunculo-Juncetum bulbosi</i> Oberd. 1957	1	0	0
<i>Phragmitetum communis</i> Kaiser 1926	1	0	0
<i>Scirpetum lacustris</i> (Allorge 1922) Chouard 1924	1	0	0
<i>Sphagno-Juncetum effusi</i> Dziubałtowski 1928 nom. invers. propos.	4	0	0
<i>Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii</i> Hueck 1925 nom. invers. et nom. mut.	5	2	2
<i>Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati</i> Hueck 1925 nom. invers.	9	4	6
<i>Bidenti-Polygonetum hydropiperis</i> (Miljan 1933) Lohmeyer in R. Tx. 1950 nom. invers.	1	0	0
<i>Rumici-Alopecuretum aequalis</i> Cirtu 1972	1	0	0

Tabela 2. Zmiany pokrycia gatunków występujących w zdjęciach fitosocjologicznych w rezerwacie Mszar Bogdaniec
 Table 2. Changes in cover of species occurring in phytosociological relevés in Mszar Bogdaniec nature reserve

Gatunek / Species	Zbiorowiska leśne Forest plant communities				Zbiorowiska torfowiskowe Peat bog plant communities			
	1999 ¹		2012/13 ²		1999 ¹		2012/13 ²	
	n=6		n=6		n=9		n=10	
<i>Alnus glutinosa</i> a1	.	.	17	3
<i>Betula pendula</i> a1	17	1	.	.	22	+	.	.
<i>Betula pubescens</i> a1	.	.	17	3
<i>Picea abies</i> a1	50	2-4	17	2
<i>Pinus sylvestris</i> a1	100	1-5	83	2-5	11	1	.	.
<i>Quercus robur</i> a1	.	.	17	2-5
<i>Betula pendula</i> a2	17	r
<i>Padus serotina</i> a2	33	3-4
<i>Picea abies</i> a2	50	r-3	17	2
<i>Sorbus aucuparia</i> a2	17	r
<i>Betula pendula</i> b	33	r	.	.	67	+ -1	20	1-2
<i>Betula pubescens</i> b	.	.	17	1	33	+	40	1-4
<i>Frangula alnus</i> b	67	2	50	1-3	67	+ -4	30	1-3
<i>Padus serotina</i> b	67	r-3	83	1-4
<i>Picea abies</i> b	.	.	67	1-2
<i>Pinus sylvestris</i> b	.	.	17	2	78	r-1	30	2
<i>Sorbus aucuparia</i> b	83	r
<i>Agrostis canina</i>	56	+ -1	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	17	+
<i>Betula pendula</i>	50	r-1	.	.	78	+ -1	10	r
<i>Betula pubescens</i>	.	.	17	+	33	+	70	r-2
<i>Bidens frondosa</i>	10	1
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	33	2
<i>Carex canescens</i>	33	-1	30	1-2
<i>Carex lepidocarpa</i>	17	+
<i>Carex leporina</i>	33	+
<i>Carex</i> sp.	17	1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	17	+
<i>Dryopteris carthusiana</i>	100	r-3	83	r-3	22	r	.	.
<i>Erechtites hieracifolia</i>	.	.	17	r	.	.	40	1-2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	44	+ -5	60	1-4
<i>Eriophorum vaginatum</i>	89	1-5	70	1-5

Gatunek / Species	Zbiorowiska leśne Forest plant communities				Zbiorowiska torfowiskowe Peat bog plant communities			
	1999 ¹		2012/13 ²		1999 ¹		2012/13 ²	
	n=6		n=6		n=9		n=10	
<i>Frangula alnus</i>	50	2-3	67	r-2	67	+2	80	r-2
<i>Galeopsis pubescens</i>	.	.	17	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	17	r
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	40	+2
<i>Impatiens parviflora</i>	83	+3	33	1-2
<i>Juncus effusus</i>	22	1	.	.
<i>Luzula pilosa</i>	17	r
<i>Lysimachia vulgaris</i>	17	r
<i>Moehringia trinervia</i>	17	+
<i>Molinia caerulea</i>	83	1-4	50	2-4	56	+5	80	1-5
<i>Oxalis acetosella</i>	50	3	33	1-3
<i>Padus serotina</i>	50	1-3	67	+3	.	.	30	r-1
<i>Picea abies</i>	50	+2	17	1	11	r	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	83	r-1	17	r	78	r-1	50	r-+
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	33	r-1
<i>Poa trivialis</i>	.	.	17	r
<i>Polygonum minus</i>	10	+
<i>Populus tremula</i>	17	r
<i>Pteridium aquilinum</i>	67	1-4	67	2-3
<i>Quercus petraea</i>	.	.	33	r
<i>Quercus robur</i>	100	r-1	17	r
<i>Quercus rubra</i>	17	r
<i>Rubus idaeus</i>	50	r-2	17	r
<i>Rubus plicatus</i>	10	+
<i>Rubus</i> sp.	50	r-1
<i>Rubus ×corylifolius</i>	.	.	17	1
<i>Rumex acetosa</i>	17	r
<i>Salix aurita</i>	11	r	.	.
<i>Stellaria media</i>	50	r-+
<i>Trientalis europaea</i>	67	+1
<i>Urtica dioica</i>	10	+
<i>Vaccinium myrtillus</i>	67	2-3	83	+5	33	+	20	r
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	33	+1	33	2

Gatunek / Species	Zbiorowiska leśne Forest plant communities				Zbiorowiska torfowiskowe Peat bog plant communities			
	1999 ¹		2012/13 ²		1999 ¹		2012/13 ²	
	n=6		n=6		n=9		n=10	
<i>Amblystegium serpens</i> d	22	+2	.	.
<i>Aulacomnium androgynum</i> d	10	+
<i>Brachythecium rutabulum</i> d	.	.	50	-2
<i>Calliergon cordifolium</i> d	11	2	.	.
<i>Calliergon giganteum</i> d	22	1	.	.
<i>Calliergon stramineum</i> d	11	1	.	.
<i>Dicranum undulatum</i> (= <i>D. polysetum</i>) d	.	.	33	2-3
<i>Drepanocladus aduncus</i> d	11	2	.	.
<i>Hypnum cupressiforme</i> d	67	2-3	33	1-2
<i>Leucobryum glaucum</i> d	33	+1	33	2-3
<i>Pleurozium schreberi</i> d	.	.	33	2-3
<i>Pohlia nutans</i> d	17	+	17	+	.	.	30	r-1
<i>Polytrichastrum formosum</i> d	33	+
<i>Polytrichum commune</i> d	.	.	33	+1
<i>Polytrichum strictum</i> d	11	2	.	.
<i>Pseudoscleropodium purum</i> d	.	.	50	1-2
<i>Sphagnum cuspidatum</i> d	33	1-2	30	1-2
<i>Sphagnum fallax</i> d	89	1-5	30	+1
<i>Sphagnum fimbriatum</i> d	.	.	17	+	11	2	50	+2
<i>Sphagnum girgensohnii</i> d	11	2	.	.
<i>Sphagnum palustre</i> d	10	1
<i>Sphagnum russowii</i> d	56	1-2	.	.
<i>Warnstorfia fluitans</i> d	11	2	.	.

1 – zdjęcia wykonane przez Maciantowicza i in. (1999), 2 – zdjęcia wykonane przez autorów pracy; w lewej kolumnie przedstawiono frekwencję gatunku (%), w prawej – zakres pokrycia w skali Braun-Blanqueta. Pogrubiono wartości dla gatunków, których średnie pokrycie różniło się w sposób istotny statystycznie na podstawie testu t-Studenta po transformacji Bliss ($p < 0,05$).

1 – relevés conducted by Maciantowicz et al. (1999), 2 – relevés conducted by the authors; left column shows species frequency (%), right – range of cover in Braun-Blanquet's scale. Values for species, which mean cover differed statistically significantly ($p < 0.05$) between two inventories, based on t-Student test after Bliss transformation, were bolded.

4. Dyskusja

Na terenie rezerwatu Mszar Bogdaniec występowało 12 zbiorowisk roślinnych, w których zaobserwowano procesy degeneracji i regeneracji (por. Materiały i metody). W porównaniu do stanu sprzed 14 lat (Maciantowicz et al. 1999) w roślinności odnotowano niewielkie zmiany, mające charakter raczej fluktuacji niż zmian kierunkowych, gdyż istotne

statystycznie zmiany wskaźników opisujących badane zbiorowiska zaobserwowano tylko w przypadku kilku z nich.

Obecna roślinność rezerwatu jest rezultatem wpływu dawnej antropopresji, na co wskazują procesy degeneracyjne. Głównym przejawem degeneracji roślinności jest obecność leśnych zbiorowisk zastępczych, niezgodnych z potencjalną roślinnością naturalną, którą w części leśnej stanowi wg Maciantowicza i in. (1999) głównie *Quercus robur*-*Pinetum*

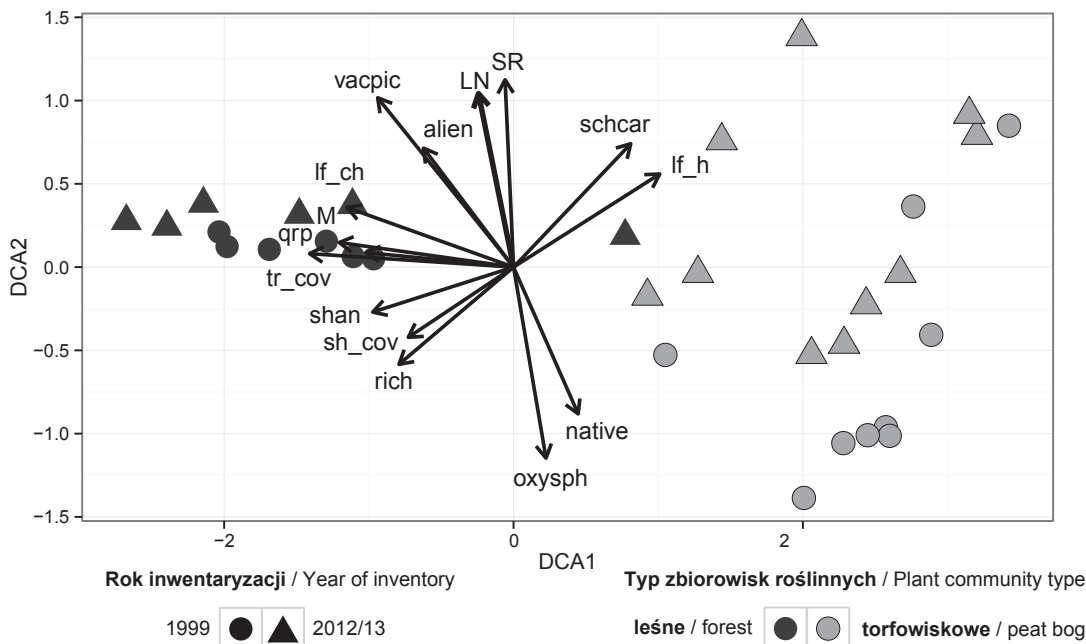
Tabela 3. Zmiany wskaźników ekologicznych opisujących zbiorowiska leśne i torfowiskowe rezerwatu Mszar Bogdaniec w latach 1999 oraz 2012/13

Table 3. Changes in ecological indices describing forest and peat bog plant communities in the Mszar Bogdaniec nature reserve in 1999 and 2012/13

Wskaźnik / Indicator	Zbiorowiska leśne Forest plant communities						Zbiorowiska torfowiskowe Peat bog plant communities					
	1999, n=6		2012/13, n=6		χ^2	p	1999, n=9		2012/13, n=10		χ^2	p
	średnia mean	SE	średnia mean	SE			średnia mean	SE	średnia mean	SE		
Udział gatunków rodzimych Share of native species	0,807	0,017	0,769	0,044	1,087	0,300	0,993	0,007	0,897	0,052	2,496	0,114
Udział w pokryciu klas fitosocjologicznych / Cover share of phytosociological classes:												
- <i>Vaccinio-Piceetea</i>	0,386	0,046	0,495	0,112	0,410	0,522	0,052	0,016	0,151	0,059	0,963	0,326
- <i>Quercetea robori-petraeae</i>	0,157	0,047	0,071	0,032	2,084	0,149	0,000	0,000	0,002	0,002	0,900	0,343
- <i>Oxycocco-Sphagneteta</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	0,310	0,073	0,259	0,091	0,428	0,513
- <i>Scheuchzerio-Caricetea</i>	0,002	0,002	0,004	0,003	0,398	0,528	0,407	0,092	0,213	0,085	4,167	0,041
Udział form życiowych / Share of life forms:												
- fanerofitów / phanerophytes	0,519	0,037	0,463	0,054	0,521	0,470	0,427	0,062	0,399	0,046	0,107	0,744
- geofitów / geophytes	0,089	0,010	0,066	0,024	0,103	0,748	0,071	0,037	0,072	0,020	0,421	0,516
- hemikryptofitów / hemicryptophytes	0,180	0,032	0,131	0,017	0,648	0,421	0,242	0,017	0,271	0,034	0,672	0,412
- chamefitów / chamaephytes	0,059	0,023	0,084	0,022	1,279	0,258	0,021	0,011	0,020	0,014	0,100	0,752
- mszaków / mosses	0,08	0,02	0,21	0,06	4,035	0,045	0,24	0,06	0,16	0,04	0,815	0,367
Bogactwo gatunkowe Species richness	17,17	1,30	12,83	1,05	4,914	0,027	9,33	1,07	8,20	0,49	1,244	0,265
Wskaźnik różnorodności Shannona Shannon's diversity index	2,18	0,12	2,00	0,10	0,923	0,337	1,55	0,17	1,35	0,08	1,927	0,165
Wskaźniki Ellenberga / Ellenberg's indicator values:												
- żyźności / fertility	6,54	0,14	6,56	0,21	0,026	0,873	5,93	0,24	6,15	0,17	0,667	0,414
- wilgotności / moisture	4,00	0,29	4,67	0,40	1,641	0,200	3,37	0,16	3,38	0,29	0,354	0,552
- światlny / light	6,54	0,14	6,56	0,21	0,026	0,873	5,93	0,24	6,15	0,17	0,667	0,414
- odczynu gleby / soil reaction	7,17	0,33	7,58	0,32	1,256	0,262	6,04	0,31	7,06	0,38	2,836	0,092
Pokrycie warstw roślinności / Vegetation layers cover:												
- drzew / trees	89,17	4,90	66,67	9,55	3,812	0,051	0,67	0,55	0,00	0,00	2,346	0,126
- krzewów / shrubs	35,00	7,64	35,00	4,28	0,000	1,000	14,67	7,42	24,00	9,09	0,007	0,933
- zielnej / herbs	74,17	11,58	67,50	8,83	0,532	0,466	70,00	5,77	82,50	8,86	3,976	0,046
- mszystej / mosses	22,50	8,34	18,33	7,60	0,059	0,809	33,89	10,06	17,00	6,63	1,859	0,173

Istotność różnic między wartościami dla zdjęć wykonanych w różnych terminach sprawdzono testem Kruskala-Wallisa (wartość statystyki testowej χ^2 oraz poziom istotności p), różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$) pogrubiono

Significance of differences between values of indicators in different terms of inventories were verified by Kruskal-Wallis test (value of test statistic χ^2 and significance level p), differences which were statistically significant ($p < 0.05$) were bolded



Rycina 2. Wynik nietendencyjnej analizy zgodności (DCA) roślinności rezerwatu Mszar Bogdaniec – zdjęcia z 1999 roku (Maciantowicz et al. 1999; koła) oraz z lat 2012/13 (trójkąty). Parametry osi: DCA1: wartość własna lambda 0,8528; DCA2: wartość własna lambda 0,4696. Na wykresie przedstawiono wyłącznie zmienne ze współczynnikiem r^2 istotnym statystycznie ($p < 0,05$) skorelowane z wynikiem analizy, wyjaśnienie nazw skrótów w Tabeli 2

Figure 2. Result of Detrended Correspondence Analysis of vegetation from Mszar Bogdaniec nature reserve – relevés from 1999 (Maciantowicz et al. 1999; circles) and from 2012/13 (triangles). Axis parameters: DCA1: eigenvalue 0.8528; DCA2: eigenvalue 0.4696. On the plot there are only variables, which were statistically significantly ($p < 0.05$) correlated with ordination result, their abbreviations are explained in Table 2

molinetosum oraz *Fago-Quercetum molinietosum*, w klasyfikacji Ratyńskiej i in. (2011) *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae molinietosum*. Monokultury sosny i świerka, mające od 55 do 90 lat, są efektem dawnej gospodarki leśnej. Nasadzenia gatunków iglastych na żyzniejszych siedliskach powodują zakwaszenie siedliska oraz wzmagają proces wymywania substancji odżywczych w głąb profilu glebowego (Binkley, Valentine 1991; Binkley, Giardina 1998). Powoduje to pinetyzację (Olaczek 1974), czyli borowienie runa, co widoczne jest w dominacji gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea* oraz niewielkiej liczbie gatunków klasy *Quercetea robori-petraeae*, które świadczą o nieco większej żyzności siedlisk. Niemniej jednak sama obecność sosny nie może być odbierana jako przejaw negatywnego oddziaływania, gdyż w kompozycji gatunkowej obu zespołów stanowiących potencjalną roślinność naturalną (zwłaszcza *Quercus roboris-Pinetum*) ma ona duży udział (Matuszkiewicz 2005; Ratyńska et al. 2011). W przypadku świerka widoczne jest jego wydzielanie się, związane z wiekiem drzewostanów oraz zaniechaniem pielęgnacji, podobnie jak w sąsiednim rezerwacie Baszków (Gdula et al. 2014).

Drugim ważnym procesem degeneracyjnym jest neofityzacja (Olaczek 1974), związana przede wszystkim z obecnością *Padus serotina* oraz *Impatiens parviflora*, którego udział jest jednak niewielki. Czeremcha amerykańska w wielu płatach stanowi istotny składnik podszytu i runa, a nawet wkracza do warstwy drzew. Zbiorowisko *Pinus-Padus* było podawa-

ne z wielu rejonów kraju, a jego szeroki zakres zajmowanych siedlisk (Halarewicz 2012) świadczy o przywiązaniu czeremchy do drzewostanów sosnowych rosnących na zbyt żyznych siedliskach (Zerbe, Wirth 2006; Jagodziński et al. 2015). W rezerwacie Mszar Bogdaniec widać również istotny wpływ gatunku panującego w drzewostanie na rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej – unika ona świerka, a występuje częściej pod sosną, co wynika z większej dostępności światła pod drzewostanami sosnowymi (Knight et al. 2008). Z neofityzacją wiąże się również wkraczanie *Erechtites hieracifolia* – północnoamerykańskiego neofitu, który od niedawna pojawia się na zrębach oraz torfowiskach w Polsce (Tokarska-Guzik et al. 2009, 2012; Dyderski et al. 2015a).

Przesuszenie torfowiska jest efektem wykonanego na początku XX wieku odwodnienia obszaru rezerwatu za pomocą rowów melioracyjnych. Spowodowało ono nieodwracalne zmiany w złożu torfu, a także w roślinności rezerwatu (Maciantowicz et al. 1999; Dyderski et al. 2015a). Potencjalną roślinność naturalną torfowiska, określoną przez Maciantowicza i in. (1999) jako *Sphagnetum magellanici* (*Andromedo-Sphagnetum magellanici* wg Ratyńskiej et al. 2011) zastąpiły zbiorowiska dalszych stadiów sukcesyjnych – *Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati*, *Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii* oraz wkraczające dynamicznie *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* (Dyderski et al. 2015a). Odwodnienie torfowiska powoduje uruchomienie mineralizacji torfu, co zwiększa dostępność azotu dla roślin,

Tabela 4. Parametry wektorów środowiskowych dopasowanych do wyniku analizy DCA zdjęć fitosocjologicznych roślinności rezerwatu Mszar Bogdaniec – zdjęcia z 1999 roku (Maciantowicz et al. 1999) oraz z lat 2012/13

Table 4. Parameters of environmental variables fitted to DCA analysis of vegetation from Mszar Bogdaniec nature reserve – relevés from 1999 (Maciantowicz et al. 1999) and from 2012/13

Zmienna / Variable	Skrót / Abbreviation	DCA1	DCA2	r^2	p	
Udział gatunków rodzimych / Share of native species	native	0,45208	-0,89198	0,4341	0,005	**
Udział gatunków obcych / Share of alien species	alien	-0,65722	0,75370	0,3989	0,013	*
Udział w pokryciu klas fitosocjologicznych / Cover share of phytosociological classes:						
- <i>Vaccinio-Piceetea</i>	vapcic	-0,67853	0,73458	0,8515	0,001	***
- <i>Quercetea robori-petraeae</i>	qrp	-0,99633	0,08564	0,4639	0,002	**
- <i>Oxycocco-Sphagneteta</i>	oxysph	0,19192	-0,98141	0,6072	0,001	***
- <i>Scheuchzerio-Caricetea</i>	schcar	0,73795	0,67485	0,5359	0,001	***
Udział form życiowych / Share of life forms:						
- fanerofitów / phanerophytes	lf_f	-0,3316	-0,94342	0,0092	0,919	
- geofitów / geophytes	lf_g	0,08434	0,99644	0,1713	0,182	
- hemikryptofitów / hemicryptophytes	lf_h	0,87502	0,48408	0,5928	0,001	***
- chamefitów / chamaephytes	lf_ch	-0,95497	0,29670	0,6445	0,001	***
- mszaków / mosses	lf_moss	-0,10489	-0,99448	0,0639	0,544	
Bogactwo gatunkowe / Species richness	rich	-0,80483	-0,59351	0,4304	0,009	**
Wskaźnik różnorodności Shannona Shannon's diversity index	shan	-0,96357	-0,26747	0,4535	0,011	*
Wskaźniki Ellenberga / Ellenberg's indicator values:						
- żyźności / fertility	N	-0,22655	0,97400	0,5084	0,002	**
- wilgotności / moisture	M	-0,99257	0,12166	0,6545	0,001	***
- światłny / light	L	-0,22655	0,97400	0,5084	0,002	**
- odczynu gleby / soil reaction	SR	-0,05212	0,99864	0,564	0,001	***
Pokrycie warstw roślinności / Vegetation layers cover:						
- drzew / trees	cov_tr	-0,99836	0,05721	0,8866	0,001	***
- krzewów / shrubs	cov_sh	-0,86513	-0,50155	0,3143	0,037	*
- zielnej / herbs	cov_he	-0,08568	-0,99632	0,031	0,768	
- mszystej / mosses	cov_mo	-0,15783	-0,98747	0,2207	0,095	

Współczynnik determinacji r^2 oraz poziom istotności p (* $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$) obliczono na podstawie testu permutacyjnego (999 iteracji)Coefficient of determination r^2 and significance level p (* $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$) were computed by permutation test (999 iterations)

którego niedobór ogranicza występowanie większości gatunków roślin. Umożliwia to tym gatunkom, zwykle silniejszym konkurentom, osiągnięcie dominacji i wyparcie najcenniejszych elementów fitocenozy torfowiskowych – gatunków o wąskich amplitudach ekologicznych (Herbich 2001; Parish et al. 2008; Kollmann, Rasmussen 2012). Takim gatunkiem

jest *Molinia caerulea*, występująca z dużą częstością w badanych fitocenozach (Herbich 2001; Limpens et al. 2003). Co więcej, odwodnienie wzmacnia wkraczanie gatunków drzewiastych, dla których wysoki poziom wody gruntowej jest głównym czynnikiem ograniczającym wzrost (Macdonald, Yin 1999; Vitas, Erlickyté 2007; Eckstein et al. 2011). Wkra-

czanie drzew i krzewów na torfowisko na badanym terenie, wraz z ekologicznymi konsekwencjami, z uwagi na szeroki zakres tematu zostało szczegółowo omówione przez Dyderskiego i in. (2015a) w osobnej pracy.

Za symptom regeneracji można uznać zmniejszanie się liźzebności świerków w drzewostanie i wkraczanie w luki *Betula pubescens*, prowadzące do wytworzenia się juwenilnych postaci brzeziny bagiennej *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* w płatach LZZ *Pinus-Picea* w pobliżu torfowiska, w przeciwieństwie do płatów tego zespołu położonych bliżej granic rezerwatu. Płaty tego zespołu tworzą okrajki torfowisk wysokich oraz przejściowych (Ellenberg 1988; Herbich, Herbichowa 2002; Ratyńska et al. 2011), stąd obecność tego typu układów może świadczyć o powrocie do stanu zbliżonego do układów opisywanych z miejsc o mniejszym natężeniu antropopresji.

Mimo iż w przypadku większości wskaźników ekologicznych charakteryzujących roślinność leśną rezerwatu brak jest istotnych statystycznie różnic pomiędzy zdjęciami fitosocjologicznymi wykonanymi w roku 1999 i w latach 2012/13, można zauważyć większy (choć nadal nieistotny statystycznie z uwagi na dużą zmienność i niewielką liczbę obserwacji) udział krzewinek oraz gatunków klasy *Vaccinio-Piceetea*, co może świadczyć o postępującym borowieniu (Olaczek 1974). Może za tym przemawiać również mniejszy udział gatunków o wyższych wymaganiach względem żyzności i odczynu gleby, np. *Calamagrostis arundinacea* czy *Impatiens parviflora*. Istotne statystycznie zmniejszenie udziału i pokrycia odnowienia naturalnego sosny i dębu szypułkowego oraz podrostów jarzębu można tłumaczyć wzrostem pokrycia podrostu świerkowego w płatach położonych dalej od torfowiska, który podobnie jak brzoza omszona wykorzystał zamieranie świerka w drzewostanie głównym, zwiększając jednak zacienienie dna lasu. Mogło to także wpłynąć na zmniejszenie się pokrycia *I. parviflora* (Chmura 2014). Wykazane zmiany mają w większości charakter fluktuacji (Faliński 1988), jedynie wkraczanie brzeziny bagiennej w rozpadające się drzewostany z dużym udziałem świerka ma charakter regeneracji.

Brak istotnych statystycznie różnic pomiędzy większością wskaźników charakteryzujących roślinność torfowiskową w roku 1999 i w latach 2012/13 sugeruje, że zmiany w roślinności badanego torfowiska mają raczej charakter fluktuacji niż zmian kierunkowych, niezależnie od wkraczania roślin drzewiastych (Dyderski et al. 2015a). Może to wskazywać na cykliczne, wieloletnie fluktuacje poziomu wód gruntowych związane ze zmiennością wielkości opadów atmosferycznych, sugerowane przez Maciantowicza i in. (1999), albo na długi czas trwania procesu wkraczania roślin drzewiastych na torfowisko.

Badania przeprowadzone w rezerwacie Brzozowe Bagno koło Czaplinka wskazują, że przesuszone bezleśne torfowisko w ciągu niespełna stu lat może zostać pokryte zwartym drzewostanem (Jagodziński et al. *npbl.*). Maciantowicz i in. (1999) wskazywali na występujące w przeszłości zróżnicowanie pokrycia roślin drzewiastych na torfowisku, co może potwierdzać przypuszczenie dotyczące fluktuacji. Prowa-

dzony od 2000 roku monitoring stanu wody na zastawce (wybudowanej wskutek zapisu w planie ochrony) świadczy o fluktuacjach, choć w ostatnich latach (2011, 2012 i 2013) stan wody był zerowy (Nadleśnictwo Krotoszyn, *npbl.*), co sugeruje odpływ wody z torfowiska. Obniżenie udziału w warstwie krzewów brzozy brodawkowatej na rzecz omszonej, która częściej występuje w leśnych zbiorowiskach torfowiskowych (Herbich, Herbichowa 2002; Ratyńska et al. 2011) i lepiej znosi zalewanie (Niinemets, Valladares 2006), może wskazywać jednak zarówno na fluktuacje, jak i na początek kierunkowych zmian, gdyż *B. pubescens* będzie miała większe szanse na przetrwanie okresów z wyższym stanem wód gruntowych. Z tego względu, mimo iż po 14 latach zmiany roślinności torfowiskowej mają charakter fluktuacji, to w dłuższej perspektywie czasowej prawdopodobnie będą miały charakter sukcesji wtórnej.

Na badanym terenie stwierdzono, że zmiany w roślinności po 14 latach mają bardziej charakter fluktuacji niż zmian kierunkowych. Zaobserwowano zarówno procesy regeneracyjne (wkraczanie brzeziny bagiennej pod rozpadające się drzewostany świerkowe w pobliżu torfowiska), jak i nowe czynniki degeneracyjne (inwazja *Erechtites hieracifolia*). Uzyskane wyniki wskazują, że w ciągu 20 lat ochrony głównie zachowawczej (nie licząc pojedynczych cięć i wybudowania zastawki) stan roślinności nie uległ większym zmianom. Na badanym terenie nadal występują rzadkie i zagrożone gatunki roślin (m.in. torfowce) oraz zbiorowiska roślinne. Z uwagi na drastyczne zmiany stosunków wodnych, prawdopodobnie niemożliwe jest przywrócenie stanu sprzed odwodnień wykonanych w początkach XX wieku, natomiast dzięki istniejącej dokumentacji oraz zebranemu materiałowi badawczemu rezerwat jest dobrym miejscem do badania tempa zarastania torfowisk. Ponieważ w rezerwacie nie ma gatunków istotnie zagrożonych w skali kraju czy regionu, najlepszym wyjściem byłoby zaniechanie zabiegów ochronnych związanych z wycinaniem drzew i krzewów (Kujawa-Pawlaczyk, Pawlaczyk 2005), aby móc śledzić procesy zachodzące spontanicznie na zarastającym torfowisku, co przyczyni się do lepszego poznania tempa zarastania takich obiektów.

5. Podsumowanie i wnioski

Zmiany wskaźników opisujących kompozycję florystyczną zbiorowisk roślinnych w rezerwacie Mszar Bogdaniec w badanym okresie w większości nie były istotne statystycznie i miały głównie charakter fluktuacji.

W zbiorowiskach leśnych w sposób istotny statystycznie zwiększył się udział mchów, a zmniejszyła średnia liczba gatunków notowanych w zdjęciu. W zbiorowiskach torfowiskowych stwierdzono istotne statystycznie zmniejszenie się udziału gatunków klasy *Scheuchzerio-Caricetea* oraz zwiększenie się pokrycia warstwy zielnej.

Stan roślinności badanego rezerwatu jest rezultatem działalności człowieka w pierwszej połowie XX wieku. Do ważniejszych czynników antropogenicznych wywołujących zmiany należą: osuszenie torfowisk, wprowadzanie monokultur sosny

i świerka oraz introdukcja czeremchy amerykańskiej. Niektóre płaty leśnego zbiorowiska zastępczego typu *Pinus-Picea*, położone w sąsiedztwie torfowiska, spontanicznie przekształcają się w inicjalną postać *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescens*, co ma charakter procesu regeneracyjnego.

Zmiany w kompozycji florystycznej zbiorowisk torfowiskowych miały charakter fluktuacji, choć zarastanie torfowiska w dłuższej perspektywie czasowej może mieć charakter sukcesji wtórnej.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

Podziękowania i źródła finansowania

Dziękujemy Pani Annie Gduli (Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu) za pomoc w pracach terenowych oraz Panom Wiesławowi Bulińskiemu, Bogdanowi Stańkowi i Bogdanowi Wiatrakowi z Nadleśnictwa Krotoszyn za pomoc logistyczną, udostępnienie dokumentacji oraz cenne uwagi dotyczące badanego rezerwatu. Dziękujemy także Pani dr Annie Rusińskiej (Zbiory Przyrodnicze, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu) za weryfikację oznaczeń mszaków. Pragniemy również serdecznie podziękować dwóm anonimowym Recenzentom za wnikliwe recenzje, które pomogły polepszyć jakość pierwotnej wersji manuskryptu. Powstanie pracy zostało częściowo sfinansowane ze środków na działalność statutową Instytutu Dendrologii Polskiej Akademii Nauk w Kórniku.

Literatura

- Biecek P. 2013. Analiza danych z programem R. Modele liniowe z efektami stałymi, losowymi i mieszanymi. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. ISBN 978-83-01174-53-8.
- Binkley D., Giardina C. 1998. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42: 89–106. DOI 10.1023/A:1005948126251.
- Binkley D., Valentine D. 1991. Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine, and Norway spruce in a replicated experiment. *Forest Ecology and Management* 40: 13–25. DOI 10.1016/0378-1127(91)90088-D.
- Chen H., Qian H., Spyreas G., Crossland M. 2010. Native-exotic species richness relationships across spatial scales and biotic homogenization in wetland plant communities of Illinois, USA. *Diversity and Distributions* 16: 737–743. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00679.x.
- Chmura D. 2014. Biology and ecology of an invasion of *Impatiens parviflora* DC in natural and semi-natural habitats. Wydawnictwo ATH, Bielsko-Biała. ISBN 978-83-63713-68-3.
- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255: 630–642. DOI 10.1016/j.foreco.2007.09.039.
- Dyderski M.K., Gdula A.K., Jagodziński A.M. 2015a. Encroachment of woody species on a drained transitional peat bog in 'Mszar Bogdaniec' nature reserve (Western Poland). *Folia Forestalia Polonica, Seria A - Forestry* 57(3): 161–173. DOI 10.1515/ffp-2015-0016.
- Dyderski M.K., Gdula A.K., Wrońska-Pilarek D. 2015b. Wpływ antropopresji na leśne zbiorowiska roślinne w warunkach aglomeracji miejskiej na przykładzie Doliny Bogdanki w Poznaniu. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42: 84–94.
- Eckstein J., Leuschner H.H., Bauerochse A. 2011. Mid-Holocene pine woodland phases and mire development – significance of dendroecological data from subfossil trees from northwest Germany. *Journal of Vegetation Science* 22: 781–794. DOI 10.1111/j.1654-1103.2011.01283.x.
- Ellenberg H. 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 0-521-23642-8.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. UTB, Stuttgart. ISBN 978-3825281045.
- Faliński J.B. 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115–128.
- Gdula A.K., Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2014. Habitat preferences of royal fern *Osmunda regalis* L. in the "Baszków" nature reserve. *Folia Forestalia Polonica, Seria A - Forestry* 56: 171–178. DOI 10.2478/ffp-2014-0019.
- Halarewicz A. 2012. Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Wrocław. ISBN 978-83-7717-110-3.
- Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. 2001. TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591. DOI 10.2307/3237010.
- Herbich J. 2001. Zmiany w roślinności rezerwatu „Staniszewskie Błoto” w ciągu ostatnich trzydziestu lat. *Prace Geograficzne IGiZP PAN* 179: 85–94.
- Herbich J., Herbichowa M. 2002. Szata roślinna torfowisk Polski, w: Torfowiska i torf. (red. P. Ilnicki) Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań, 179–203. ISBN 83-7160-243-X.
- Ilnicki P. 2002. Torfowiska i torf. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań. ISBN 83-7160-243-X.
- Jagodziński A.M., Dyderski M.K., Rawlik M., Banaszcak P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357: 84–94. DOI 10.1016/j.foreco.2015.08.011.
- Jasnowski M. 1972. Extent and directions of changes of plant cover of the bogs. *Phytocoenosis* 1: 193–209.
- Kącki Z., Śliwiński M. 2012. The Polish Vegetation Database: structure, resources and development. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 81: 75–79. DOI 10.5586/abp.2012.014.
- Kasproicz M. 2010. Acidophilous oak forests of the Wielkopolska region (West Poland) against the background of Central Europe. *Biodiversity: Research and Conservation* 20: 1–212. DOI 10.2478/v10119-010-0012-4.
- Knight K.S., Oleksyn J., Jagodziński A.M., Reich P.B., Kasproicz M. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. *Diversity and Distributions* 14: 666–675. DOI 10.1111/j.1472-4642.2008.00468.x.
- Kollmann J.C., Rasmussen K.K. 2012. Succession of a degraded bog in NE Denmark over 164 years—monitoring one of the earliest restoration experiments. *Tuexenia* 32: 67–85.

- Kopeć D., Ratajczyk N., Wolańska-Kamińska A., Walisch M., Kruk A. 2014. Floodplain forest vegetation response to hydroengineering and climatic pressure – A five decade comparative analysis in the Bzura River valley (Central Poland). *Forest Ecology and Management* 314: 120–130. DOI 10.1016/j.foreco.2013.11.033.
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P. 2005. Ochrona mokradeł, w: Ochrona przyrody w lasach. II. Ochrona szaty roślinnej. (red. D.J. Gwiazdowicz) Wydawnictwo Ornatus, Poznań, 105–119. ISBN 83-921460-3-4.
- Laine J., Vasander H., Laiho R. 1995. Long-Term Effects of Water Level Drawdown on the Vegetation of Drained Pine Mires in Southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.
- Limpens J., Berendse F., Klees H. 2003. N deposition affects N availability in interstitial water, growth of *Sphagnum* and invasion of vascular plants in bog vegetation. *New Phytologist* 157: 339–347. DOI 10.1046/j.1469-8137.2003.00667.x.
- Macdonald S.E., Yin F. 1999. Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology* 87: 404–412. DOI 10.1046/j.1365-2745.1999.00370.x.
- Maciantowicz M., Najbar B., Stańko R., Winiecki A. 1999. Plan ochrony rezerwatu przyrody Mszar Bogdaniec na okres od 1.1.1998 do 31.12.2017 r. manuscript.
- Matuszkiewicz J.M. 2005. Zespoły leśne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. ISBN 978-83-01-14555-2.
- Niinemets Ü., Valladares F. 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs* 76: 521–547. DOI 10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Michin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Wagner H. 2013. Package 'vegan' – Community Ecology Package. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> [14.11.2015].
- Olaczek R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis* 3(3/4): 179–190.
- Olden J.D., LeRoy Poff N., Douglas M.R., Douglas M.E., Fausch K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18–24. DOI 10.1016/j.tree.2003.09.010.
- Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayewa T., Silvus M., Stringer L. 2008. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Wetlands International, Wageningen. ISBN 978-983-43751-0-2.
- Pawlaczyk P., Wołejko L., Jermaczek A., Stańko R. 2002. Poradnik ochrony mokradeł. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin. ISBN 978-83-87846-72-5.
- Ratyńska H., Wojterska M., Brzeg A., Kołacz M. 2011. Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski. NFOSiGW, UKW, IETI.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/> [14.11.2015].
- Szwed W., Hennekens S. M., Pelsma T. A. H. M., Ratyńska H., Ruśńska A. 1999. A numerical data base and checklist of taxa of Polish flora applicable in phytosociology, particularly for the TURBOVEG. *Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Bydgoszczy* 14: 5–18.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa. ISBN 978-83-62940-34-9.
- Tokarska-Guzik B., Górski P., Czarna A. 2009. *Erechtites jastrzębowaty* *Erechtites hieracifolia*, w: Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. (red. Z. Dajdok, P. Pawlaczyk). Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, 36–37. ISBN 978-83-87846-69-5.
- Vitas A., Erlickytė R. 2007. Influence of droughts to the radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at different site conditions. *Baltic Forestry* 13: 10–16.
- Wilson E.O. 2002. The Future of Life. Knopf, New York. ISBN 978-0679768111.
- Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dnia 11 grudnia 1995 w sprawie uznania za rezerwat przyrody. 1996. *Monitor Polski*: 5, 49.
- Zerbe S., Wirth P. 2006. Non-indigenous plant species and their ecological range in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. *Annals of Forest Science* 63: 189–203. DOI 10.1051/forest:2005111.

Wkład autorów

M.K.D. – koncepcja i dobór metod, zbiór i analiza danych, przegląd literatury, przygotowanie manuskryptu, A.M.J. – koncepcja i dobór metod, przegląd literatury, przygotowanie manuskryptu.

Changes in vegetation of the Mszar Bogdaniec nature reserve

Marcin K. Dyderski , Andrzej M. Jagodziński* 

Institute of Dendrology of the Polish Academy of Sciences, Laboratory of Ecology, ul. Parkowa 5, 62–035 Kórnik, Poland; Poznań University of Life Sciences, Faculty of Forestry, Department of Game Management and Forest Protection, ul. Wojska Polskiego 71C, 60–625 Poznań, Poland

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

Abstract: Changes of vegetation in forests and wetlands require continuous monitoring and evaluation. Due to the lack of in-depth knowledge, it is still very challenging to predict and record vegetation changes. This study attempts to evaluate changes in forest and transitional bog vegetation over 14 years in the Mszar Bogdaniec nature reserve (West Poland; 21.98 ha). We described the current vegetation using 50 phytosociological relevés conducted in 2012 and 2013. Moreover, we calculated and compared ecological indices describing ecological traits of the vegetation in two different times. We also used Detrended Correspondence Analysis (DCA) to assess changes in floral composition. Most of the studied vegetation traits did not change significantly during the last 14 years. Statistically significant changes occurred in the proportion of mosses and cover of the herb layer, both of which increased, as well as species richness in forest plant communities, and the cover of species from *Scheuchzerio-Caricetea* class in peat bog plant communities, both of which decreased. The current state of the vegetation is a result of former human activity such as drainage and planting monoculture tree stands. The observed changes during the last 14 years were fluctuations rather than direct changes. Encroachment of the woody species into transitional bog is a fluctuation, which may be secondary succession in the long-term.

Keywords: transitional bog, *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, degeneration, vegetation dynamics, fluctuation

1. Introduction

Terrestrial ecosystems have been impacted by human activity for many centuries. The main threats to biodiversity according to the HIPPO model (Wilson 2002) include: habitat destruction, introduction of alien species, pollution, human population growth and overexploitation of resources. The pressure of humans strongly affects forest ecosystems, particularly resulting in occurrence of various types of forest plant communities degeneration. Vegetation degeneration is manifested by the loss of stenotopic taxa, and their replacement by eurytopic taxa (Olaczek 1974; Faliński 1988). Thus, degeneration can be identified as the phytocoenotic aspect of the process known in Western literature as biotic homogenisation – the decreasing diversity of species and functional ecosystems, associated with the loss of biodiversity (Olden et al. 2004; Chen et al. 2010).

One of the ecosystems most vulnerable to the adverse effects of human activity are peat bogs (Ilnicki 2002; Parish et al. 2008). The existence of peat bogs depends on water availability, i.e. changes in ground water table level may cause the mineralization process of peat bogs. Peat bogs have often been drained to increase the area of agricultural crops or the productivity of forests. They have often been subject to peat extraction, which is used in gardening or nurseries, for fuel or as sources of chemical compounds used in cosmetics and medicine (Ilnicki 2002; Pawlaczyk et al. 2002; Parish et al. 2008). In Poland, both raised and transitional bogs constitute only 7.3% of the total area of peatlands (Ilnicki 2002), which means that they require special protection, particularly as most of them have been heavily transformed by human activity (Jasnowski 1972).

Due to their high share of stenotopic species, the vegetation of peat bogs is being transformed due to changes in the way they are managed, which is often linked to their drainage (El-

Submitted: 15.11.2015, reviewed: 5.12.2015, accepted after revision: 1.02.2016.



lenberg 1988; Herbich, Herbichowa 2002; Parish et al. 2008). Draining results in the cessation of peat accumulation, the disappearance of peat producing species and the encroachment of species associated with moist and fresh habitats, with higher (in relation to typical raised bog species) trophic requirements that contribute to an increased nutrients availability and habitat transformation (Laine et al. 1995; Pawlaczyk et al. 2002; Kujawa-Pawlaczyk, Pawlaczyk 2005). A particularly significant impact on the transformation of vegetation in raised bogs is the encroachment of woody plants, leading to a change in the type of plant community at the site (Laine et al. 1995; Macdonald, Yin 1999; Pawlaczyk et al. 2002; Dyderski et al. 2015a).

The human impact on peat bog ecosystems was often described on the basis of a record of its status made during a single study or inventory. Not many studies investigate the issue of changes in the contemporary vegetation of peatlands. For example, Herbich (2001) studied changes in the vegetation at the Staniszewskie Błota nature reserve for over 30 years, and Czerepko (2008) – the changes in vegetation and the tree stand structure of the swamp forests in Białowieża Forest at permanent experimental plots. Kopeć et al. (2014) studied the dynamics of vegetation in alder and riparian forests over 50 years to determine the effect of changes in water conditions on plant communities. However, research in the field of vegetation dynamics lacks studies that would indicate the period of

time after which the first, measureable, directional changes in phytocoenosis can be perceived.

The aim of this study is to determine the changes that have occurred in the plant communities of the Mszar Bogdaniec nature reserve for the period of 1999 to 2012/13. The initial state of the study site's vegetation was presented in an environmental protection plan (Maciantowicz et al. 1999). This reserve, because of its known history of human pressure and existing detailed inventory of vegetation, provides good source material to describe the anthropogenic alteration of the vegetation.

2. Materials and methods

The study was conducted in the Mszar Bogdaniec nature reserve, located in the southern part of the Wielkopolska region of Poland (51°40'35"N, 17°21'19"E, 115 m above sea level). The reserve has an area of 21.98 hectares, including 4.95 hectares of raised and transitional peat bog – the reason for establishing the reserve in 1995 (Zarządzenie 1996; Maciantowicz et al. 1999). The remainder of the reserve has pine tree stands constituting a buffer zone between mixed forests (commercial forests) and the peat bog. No work related to forest management has been conducted in the protected area since the reserve was established. At the

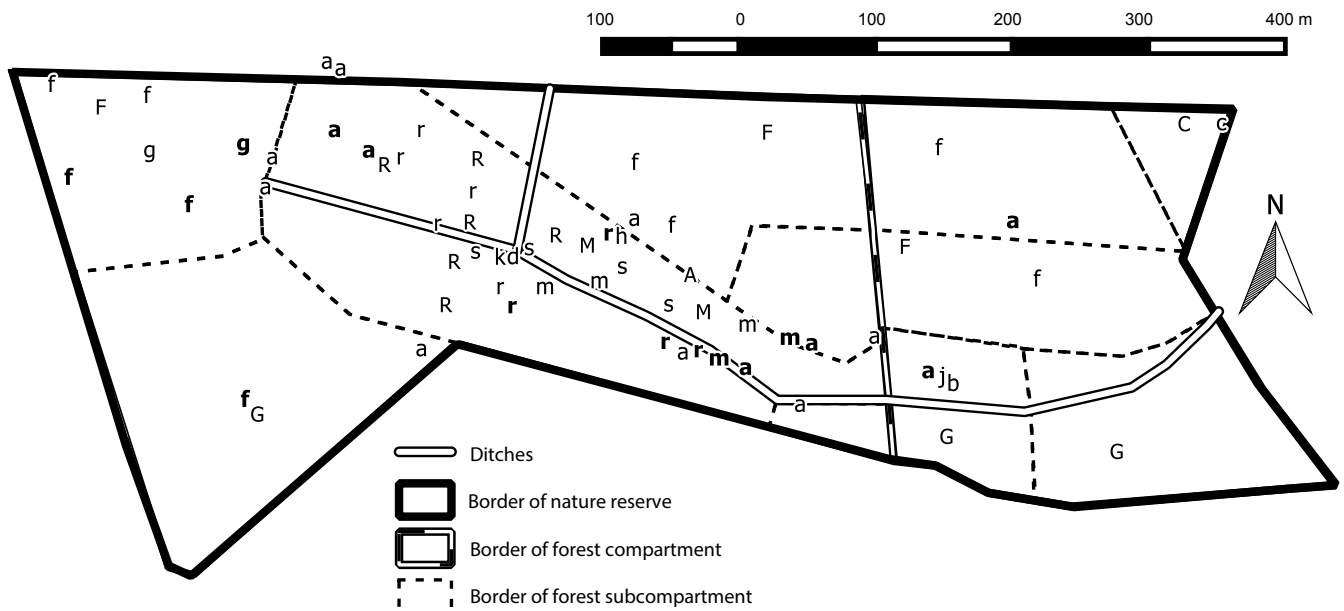


Figure 1. Distribution of relevés in the Mszar Bogdaniec nature reserve. Letters indicate plant communities: a – *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* juv., b – *Bidenti-Polygonetum hydropipers*, c – *Fraxino-Alnetum*, d – *Phragmitetum australis*, f – *Pinus-Padus*, g – *Pinus-Picea*, h – *Ranunculo-Juncetum bulbosae*, j – *Rumici-Alopecuretum aequalis*, k – *Scirpetum lacustris*, m – *Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii*, r – *Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati*, s – *Sphagno-Juncetum effusi*. Small letters indicate relevés conducted in 2012/13, capital letters indicate relevés conducted in 1999 by Maciantowicz et al. (1999). Bolded letters indicate relevés from 2012/13, which were used for comparative analysis.

beginning of the 20th century, the bog was drained by a band of trenches around its perimeter and two 6 m wide drainage ditches crossing the bog (Fig. 1). In the mid-20th century, the south-eastern part of the bog, the so-called ‘unproductive wasteland’, was prepared and planted with Scots pine. American black cherry was introduced to the surrounding forests, where it quickly spread (Maciantowicz et al. 1999).

The vegetation in the peat bog area of the reserve was described by Dyderski et al. (2015a). The forested area of the reserve is dominated by secondary forest communities (SFC) of the following types: *Pinus-Padus* and *Pinus-Picea*, which in places transitions to the bog birch forest community *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*. These communities are found in an area of 16.6 ha. A riparian ash and alder forest *Fraxino-Alnetum* community occupies a small patch on the edge of the reserve (0.43 ha in the NE part). The *Pinus-Picea* SFC is the result of spruce and pine planting in a fresh and moist mixed coniferous habitat. Its tree stand consists of pine with spruce, *Padus serotina* appearing in the a2 layer, and coniferous forest species in the forest floor, such as, among others, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Pseudoscleropodium purum* and *Vaccinium myrtillus*, indicating membership of this SFC to the *Vaccinio-Piceetea* class and *Dicrano-Pinion* alliance. Patches of *Pinus-Picea* are transforming into the juvenile form of the *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* community closer to the bog. The *Pinus-Padus* SFC stands are comprised of Scots pine, accompanied by *Padus serotina*, present in the understory in all relevés, as well as in the a2 layers of some. The forest floor layer of the community consists of, among others, *Brachythecium rutabulum*, *Dicranum undulatum* (= *D. polysetum*), *Dryopteris carthusiana*, *Hypnum cupressiforme*, *Pleurozium schreberi*, *Pteridium aquilinum* and *Vaccinium myrtillus*.

In 2012 and 2013, 50 phytosociological relevés were made using the Braun-Blanquet method in order to characterize the vegetation of the study site. The areas of the relevés ranged from 1 (alluvial therophytes communities) to 300 m² (forest communities). The criteria for distinguishing plant communities and the syntaxonomic nomenclature were taken from Ratyńska et al. (2011), while the names of plant taxa are from Szwed et al. (1999). The phytosociological work of the reserve’s peat bog area was presented by Dyderski et al. (2015a). Due to the small number of phytosociological relevés available in the reserve’s protection plan (Maciantowicz et al. 1999), using all of the phytosociological records from 2012/13 would result in an overrepresentation of new relevés in relation to those from 1999 (15 relevés). For this reason, 10 relevés (out of 20) of those from 2012 and 2013 were randomly selected from the peat bog and 6 (out of 18) relevés of those from the tree stands around the bog. Relevés with an area of less than 25 m² were excluded from the random selection because the protection plan included relevés made of just such total areas, and stratified sampling

was also used. In each of the syntaxa distinguished by Dyderski et al. (2015a) and represented by relevés of an area larger than 25 m², a proportional number of relevés was randomly selected to the total number of relevés in the set (Table 1). Even though the protection plan contained 9 relevés from the bog, 10 relevés were chosen to preserve the proportion of the share of relevés representing the distinguished communities (0.2/0.2/0.4/0.2). In order to analyze the relevés from 2012/13, 16 out of 50 areas were used (Table 1, Fig. 1). The *random select* function of the Turboveg program was used to choose specific associations from a given number of relevés from the set used to prepare the database of phytosociological relevés (Hennekens, Schaminée 2001). Due to the use of different cover scales (traditional, 7-point and 9-point Braun-Blanquet scale) in the reserve’s protection plan, the cover values were configured to a 7-point scale: ‘r’, ‘+’, ‘1’, ‘3’, ‘4’ and ‘5’ remained unchanged, whereas ‘2m’, ‘2a’ and ‘2b’ were replaced by ‘2’. The remaining relevés made in 2012 and 2013 were used to describe the actual vegetation for this study, and they were also included in the Polish Vegetation Database (Kącki, Śliwiński 2012).

For each phytosociological relevé, we calculated the average weighted of species abundances Ellenberg’s ecological indicator values (Ellenberg, Leuschner 2010), the share of species characteristic for the individual syntaxonomic unit according to Ratyńska et al. (2011), the share of alien and native species (according to Tokarska-Guzik et al. 2012), as well as the share of life forms, species richness and the Shannon-Wiener diversity index. To evaluate the diversity of the floristic composition of the vegetation between the two time periods, the detrended compatibility analysis (DCA) was used. The coefficient of determination R^2 for each variable with the location of points in ordinal space was determined with the *envfit* function from *vegan* package (Oksanen et al. 2013), which set a vector indicating the direction of growth of a given feature’s value. Statistical significance was determined by the permutation test based on 999 iterations, implemented in the *vegan* package (Oksanen et al. 2013). These analyses were performed on the phytosociological data without taking into account tree and shrub layers (cf. Kasproicz 2010; Dyderski et al. 2015b). The Kruskal-Wallis test was used to determine changes in the environmental indicators, whereas the t-test, after the Bliss transformation (Biecek 2013), was used to assess changes in the average cover of each species between the two studies. Statistical analyses were performed in R (R Core Team 2015).

3. Results

The Mszar Bogdaniec nature reserve consists of 12 plant communities, including 10 plant associations, representing 7 phytosociological classes (Table 1). Of these, the lar-

gest area of the reserve was occupied by forest communities (approx. 85%). The reserve was divided into the bog area (forest compartment 142c; 4.95 ha) and forest, which constituted a buffer zone for the bog.

In terms of forest species cover, statistically significant ($p < 0.05$) average decreases were noted for *Sorbus aucuparia*, *Impatiens parviflora* and *Trientalis europaea*, as well as for seedlings of *Pinus sylvestris* and *Quercus robur*, while the spruce forest floor layer increased its average cover (Table 2). The remaining differences in cover species were not statistically significant ($p > 0.05$), although it is worth noting the absence of sedges in the forest floor and a reduction in the cover of *Rubus* spp. There was a statistically insignificant increase in the cover of *Brachythecium rutabulum* (not noted previously), *Polytrichum commune* and *Pseudo-scleropodium purum* in the moss layer. In the bog vegetation, we found statistically significant ($p < 0.05$) reductions in the average cover of *Agrostis canina*, seedlings of *Betula pendula*, as well as *Sphagnum fallax* and *S. russowi* (Table 2). Other changes noted in cover species were not statistically significant ($p > 0.05$). However, it is worth noting an increase in the share of *Betula pubescens*, as well as the appearance of the neophyte *Erechtites hieracifolia*. Among the sphagna, we noted an increase in the cover of *S. imbricatum*.

Analysis of the ecological indicators describing the studied phytocoenoses (Table 3) showed that for most indicators,

the differences between the relevés carried out in 1999 and 2012/13 were not statistically significant ($p > 0.05$). In forest communities, the share of mosses increased in a statistically significant way, while the average number of species listed in the relevés decreased. Despite the lack of statistical significance ($p = 0.051$), quite a significant decrease was found in the tree layer cover (from 89.2 ± 4.9 to $66.7 \pm 9.5\%$). In the peat bog communities, statistically significant decreases were found in the share of species from the *Scheuchzerio-Caricetea* class and increases in the cover of the herb layer. Moss layer cover decreased from $33.9 \pm 10.1\%$ to $17.0 \pm 6.6\%$, but these differences were not statistically significant.

The DCA analysis (Fig. 2, Table 4) indicates that changes in the vegetation of the reserve's forest are rather fluctuations than a directional change – the points representing the relevés from the two time periods are close to each other, with the exception of one point, shifted towards the peat bog communities. It illustrates the *Pinus-Picea* community, which experienced the encroachment of peat bog species and numerous natural regeneration of downy birch as a result of the spruces mortality. Vectors representing the share of chamaephytes, share of species from the *Quercus-Fagetes*, *Quercetes robori-petraeae* and *Vaccinio-Piceetes* classes, tree and shrub layer cover, the richness and diversity of species, and the Ellenberg indicator value of humidity are faced in the direction of points representing forest vegetation. More diversity is

Table 1. List of syntaxa recorded in the Mszar Bogdaniec nature reserve

Syntaxon	Number of relevés conducted in 2012/2013	Number of relevés used in comparative analysis	Number of relevés conducted in 1999
<i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> Libbert 1933 em. R. Tx. 1937 juv.	15	5	1
LZZ <i>Pinus-Padus</i>	9	3	3
LZZ <i>Pinus-Picea</i>	2	2	3
<i>Fraxino-Alnetum</i> W.Mat 1952	1	0	1
<i>Ranunculo-Juncetum bulbosi</i> Oberd. 1957	1	0	0
<i>Phragmitetum communis</i> Kaiser 1926	1	0	0
<i>Scirpetum lacustris</i> (Allorge 1922) Chouard 1924	1	0	0
<i>Sphagno-Juncetum effusi</i> Dziubałowski 1928 nom. invers. propos.	4	0	0
<i>Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii</i> Hueck 1925 nom. invers. et nom. mut.	5	2	2
<i>Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati</i> Hueck 1925 nom. invers.	9	4	6
<i>Bidenti-Polygonetum hydro Piperis</i> (Miljan 1933) Lohmeyer in R. Tx. 1950 nom. invers.	1	0	0
<i>Rumici-Alopecuretum aequalis</i> Cirtu 1972	1	0	0

Table 2. Changes in cover of species occurring in phytosociological relevés in Mszar Bogdaniec nature reserve

Species	Forest plant communities				Peat bog plant communities			
	1999 ¹		2012/13 ²		1999 ¹		2012/13 ²	
	n = 6		n = 6		n = 9		n = 10	
<i>Alnus glutinosa</i> a1	.	.	17	3
<i>Betula pendula</i> a1	17	1	.	.	22	+	.	.
<i>Betula pubescens</i> a1	.	.	17	3
<i>Picea abies</i> a1	50	2-4	17	2
<i>Pinus sylvestris</i> a1	100	1-5	83	2-5	11	1	.	.
<i>Quercus robur</i> a1	.	.	17	2-5
<i>Betula pendula</i> a2	17	r
<i>Padus serotina</i> a2	33	3-4
<i>Picea abies</i> a2	50	r-3	17	2
<i>Sorbus aucuparia</i> a2	17	r
<i>Betula pendula</i> b	33	r	.	.	67	+1	20	1-2
<i>Betula pubescens</i> b	.	.	17	1	33	+	40	1-4
<i>Frangula alnus</i> b	67	2	50	1-3	67	+4	30	1-3
<i>Padus serotina</i> b	67	r-3	83	1-4
<i>Picea abies</i> b	.	.	67	1-2
<i>Pinus sylvestris</i> b	.	.	17	2	78	r-1	30	2
<i>Sorbus aucuparia</i> b	83	r
<i>Agrostis canina</i>	56	+1	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	17	+
<i>Betula pendula</i>	50	r-1	.	.	78	+1	10	r
<i>Betula pubescens</i>	.	.	17	+	33	+	70	r-2
<i>Bidens frondosa</i>	10	1
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	33	2
<i>Carex canescens</i>	33	-1	30	1-2
<i>Carex lepidocarpa</i>	17	+
<i>Carex leporina</i>	33	+
<i>Carex</i> sp.	17	1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	17	+
<i>Dryopteris carthusiana</i>	100	r-3	83	r-3	22	r	.	.
<i>Erechtites hieracifolia</i>	.	.	17	r	.	.	40	1-2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	44	+5	60	1-4
<i>Eriophorum vaginatum</i>	89	1-5	70	1-5

Species	Forest plant communities				Peat bog plant communities			
	1999 ¹		2012/13 ²		1999 ¹		2012/13 ²	
	<i>n</i> = 6		<i>n</i> = 6		<i>n</i> = 9		<i>n</i> = 10	
<i>Frangula alnus</i>	50	2-3	67	r-2	67	+2	80	r-2
<i>Galeopsis pubescens</i>	.	.	17	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	17	r
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	40	+2
<i>Impatiens parviflora</i>	83	+3	33	1-2
<i>Juncus effusus</i>	22	1	.	.
<i>Luzula pilosa</i>	17	r
<i>Lysimachia vulgaris</i>	17	r
<i>Moehringia trinervia</i>	17	+
<i>Molinia caerulea</i>	83	1-4	50	2-4	56	+5	80	1-5
<i>Oxalis acetosella</i>	50	3	33	1-3
<i>Padus serotina</i>	50	1-3	67	+3	.	.	30	r-1
<i>Picea abies</i>	50	+2	17	1	11	r	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	83	r-1	17	r	78	r-1	50	r+
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	33	r-1
<i>Poa trivialis</i>	.	.	17	r
<i>Polygonum minus</i>	10	+
<i>Populus tremula</i>	17	r
<i>Pteridium aquilinum</i>	67	1-4	67	2-3
<i>Quercus petraea</i>	.	.	33	r
<i>Quercus robur</i>	100	r-1	17	r
<i>Quercus rubra</i>	17	r
<i>Rubus idaeus</i>	50	r-2	17	r
<i>Rubus plicatus</i>	10	+
<i>Rubus</i> sp.	50	r-1
<i>Rubus ×corylifolius</i>	.	.	17	1
<i>Rumex acetosa</i>	17	r
<i>Salix aurita</i>	11	r	.	.
<i>Stellaria media</i>	50	r+
<i>Trientalis europaea</i>	67	+1
<i>Urtica dioica</i>	10	+
<i>Vaccinium myrtillus</i>	67	2-3	83	+5	33	+	20	r
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	33	+1	33	2

Species	Forest plant communities				Peat bog plant communities			
	1999 ¹		2012/13 ²		1999 ¹		2012/13 ²	
	n = 6		n = 6		n = 9		n = 10	
<i>Amblystegium serpens</i> d	22	+2	.	.
<i>Aulacomnium androgynum</i> d	10	+
<i>Brachythecium rutabulum</i> d	.	.	50	-2
<i>Calliergon cordifolium</i> d	11	2	.	.
<i>Calliergon giganteum</i> d	22	1	.	.
<i>Calliergon stramineum</i> d	11	1	.	.
<i>Dicranum undulatum</i> (= <i>D. polysetum</i>) d	.	.	33	2-3
<i>Drepanocladus aduncus</i> d	11	2	.	.
<i>Hypnum cupressiforme</i> d	67	2-3	33	1-2
<i>Leucobryum glaucum</i> d	33	+1	33	2-3
<i>Pleurozium schreberi</i> d	.	.	33	2-3
<i>Pohlia nutans</i> d	17	+	17	+	.	.	30	r-1
<i>Polytrichastrum formosum</i> d	33	+
<i>Polytrichum commune</i> d	.	.	33	+1
<i>Polytrichum strictum</i> d	11	2	.	.
<i>Pseudoscleropodium purum</i> d	.	.	50	1-2
<i>Sphagnum cuspidatum</i> d	33	1-2	30	1-2
<i>Sphagnum fallax</i> d	89	1-5	30	+1
<i>Sphagnum fimbriatum</i> d	.	.	17	+	11	2	50	+2
<i>Sphagnum girgensohnii</i> d	11	2	.	.
<i>Sphagnum palustre</i> d	10	1
<i>Sphagnum russowii</i> d	56	1-2	.	.
<i>Warnstorfia fluitans</i> d	11	2	.	.

1 – relevés conducted by Maciantowicz et al. (1999), 2 – relevés conducted by the authors; left column shows species frequency (%), right – range of cover in Braun-Blanquet's scale. Values for species, which mean cover differed statistically significantly ($p < 0.05$) between two inventories, based on t-Student test after Bliss transformation, were bolded.

seen within the group in the case of points representing peat bog vegetation, whereas the points representing the relevés from 2012/13 are shifted towards the group depicting forest vegetation. Vectors representing the share of hemicryptophytes, species of the *Scheuchzerio-Caricetea* and *Oxycocco-Sphagnetetea* classes, and the share of native species are turned in their direction. Vectors defining the Ellenberg indicator values of light, trophic levels and soil pH were turned in a direction where there were no points representing the phyto-sociological relevés.

4. Discussion

Twelve plant communities undergoing processes of degeneration and regeneration (cf. Materials and Methods) were observed in the Mszar Bogdaniec nature reserve. Compared to 14 years ago (Maciantowicz et al. 1999), there was little change in the vegetation, and those that existed had the character of fluctuations rather than of directional changes, as only a few of the indicators of the changes were found to be statistically significant.

Table 3. Changes in ecological indices describing forest and peat bog plant communities in the Mszar Bogdaniec nature reserve in 1999 and 2012/13

Indicator	Forest plant communities						Peat bog plant communities					
	1999, <i>n</i> = 6		2012/13, <i>n</i> = 6		χ^2	<i>p</i>	1999, <i>n</i> = 9		2012/13, <i>n</i> = 10		χ^2	<i>p</i>
	mean	SE	mean	SE			mean	SE	mean	SE		
Share of native species	0.807	0.017	0.769	0.044	1.087	0.300	0.993	0.007	0.897	0.052	2.496	0.114
Cover share of phytosociological classes:												
- <i>Vaccinio-Piceetea</i>	0.386	0.046	0.495	0.112	0.410	0.522	0.052	0.016	0.151	0.059	0.963	0.326
- <i>Quercetea robori-petraeae</i>	0.157	0.047	0.071	0.032	2.084	0.149	0.000	0.000	0.002	0.002	0.900	0.343
- <i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	0.310	0.073	0.259	0.091	0.428	0.513
- <i>Scheuchzerio-Caricetea</i>	0.002	0.002	0.004	0.003	0.398	0.528	0.407	0.092	0.213	0.085	4.167	0.041
Share of life forms:												
- phanerophytes	0.519	0.037	0.463	0.054	0.521	0.470	0.427	0.062	0.399	0.046	0.107	0.744
- geophytes	0.089	0.010	0.066	0.024	0.103	0.748	0.071	0.037	0.072	0.020	0.421	0.516
- hemicryptophytes	0.180	0.032	0.131	0.017	0.648	0.421	0.242	0.017	0.271	0.034	0.672	0.412
- chamaephytes	0.059	0.023	0.084	0.022	1.279	0.258	0.021	0.011	0.020	0.014	0.100	0.752
- mosses	0.08	0.02	0.21	0.06	4.035	0.045	0.24	0.06	0.16	0.04	0.815	0.367
Species richness	17.17	1.30	12.83	1.05	4.914	0.027	9.33	1.07	8.20	0.49	1.244	0.265
Shannon's diversity index	2.18	0.12	2.00	0.10	0.923	0.337	1.55	0.17	1.35	0.08	1.927	0.165
Ellenberg's indicator values:												
- fertility	6.54	0.14	6.56	0.21	0.026	0.873	5.93	0.24	6.15	0.17	0.667	0.414
- moisture	4.00	0.29	4.67	0.40	1.641	0.200	3.37	0.16	3.38	0.29	0.354	0.552
- light	6.54	0.14	6.56	0.21	0.026	0.873	5.93	0.24	6.15	0.17	0.667	0.414
- soil reaction	7.17	0.33	7.58	0.32	.256	0.262	6.04	0.31	7.06	0.38	2.836	0.092
Vegetation layers cover:												
- trees	89.17	4.90	66.67	9.55	3.812	0.051	0.67	0.55	0.00	0.00	2.346	0.126
- shrubs	35.00	7.64	35.00	4.28	0.000	1.000	14.67	7.42	24.00	9.09	0.007	0.933
- herbs	74.17	11.58	67.50	8.83	0.532	0.466	70.00	5.77	82.50	8.86	3.976	0.046
- mosses	22.50	8.34	18.33	7.60	0.059	0.809	33.89	10.06	17.00	6.63	1.859	0.173

Significance of differences between values of indicators in different terms of inventories were verified by Kruskal-Wallis test (value of test statistic χ^2 and significance level *p*), differences which were statistically significant (*p* < 0.05) were bolded

The currently existing vegetation of the reserve is the result of former human pressure, which is indicated by degenerative processes. The main evidence of vegetation degeneration is the presence of secondary forest communities inconsistent with the potential natural vegetation, which, according to Maciantowicz et al. (1999), consists of mainly *Quercus roboris*-*Pinetum molinietosum* and *Fago-Quercetum molinietosum*, and in the classification of Ratyńska et

al. (2011), *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae molinietosum*. Monocultures of pine and spruce of 55 to 90 years of age are the result of former forest management. Planting coniferous species in more fertile habitats causes their acidification and augments the process of nutrient leaching deeper into the soil profile (Binkley, Valentine 1991; Binkley, Giardina 1998). This causes pinetization (Olaczek 1974), with species of the *Vaccinio-Piceetea* class becoming

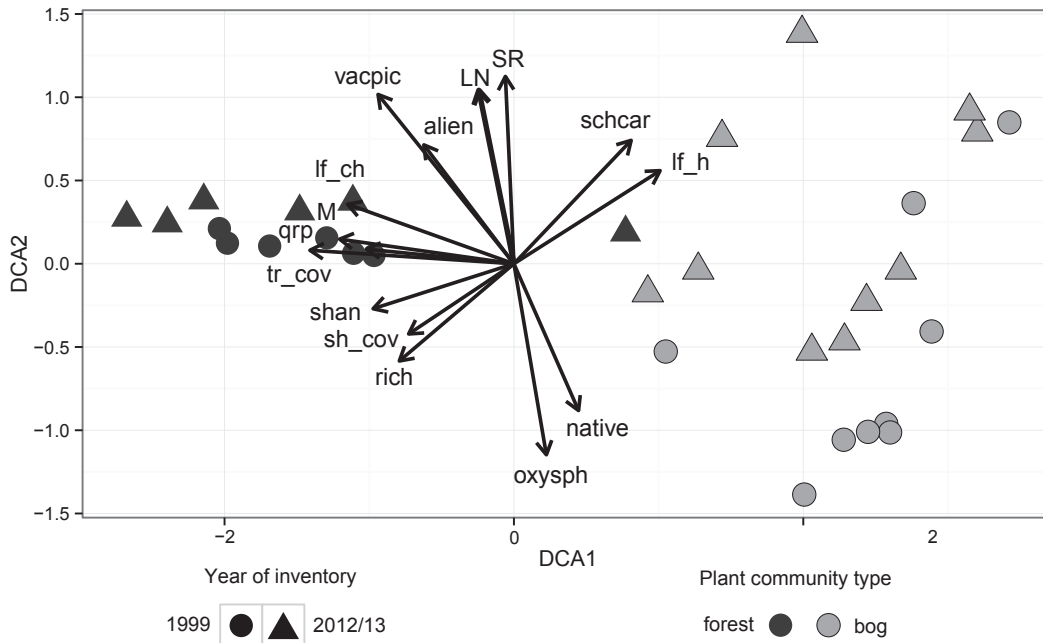


Figure 2. Result of Detrended Correspondence Analysis of vegetation from Mszar Bogdaniec nature reserve – relevés from 1999 (Maciantowicz et al. 1999; circles) and from 2012/13 (triangles). Axis parameters: DCA1: eigenvalue 0.8528; DCA2: eigenvalue 0.4696. On the plot there are only variables, which were statistically significantly ($p < 0.05$) correlated with ordination result, their abbreviations are explained in Table 2

dominant in the forest floor layer, and a small number of *Quercetea robori-petraeae* class species providing habitats with slightly higher fertility. However, the mere presence of pine cannot be perceived as a manifestation of negative impact, because it forms a proportionally large share of the species composition of both associations constituting the potential natural vegetation (especially of *Quercus roboris-Pinetum*) (Matuszkiewicz 2005; Ratyńska et al. 2011). In the case of spruce, we observed its mortality, which is related to the age of the tree stands and the cessation of management activities. This is also occurring in the adjacent Baszków nature reserve (Gdula et al. 2014).

Another important degeneration process is neophytization (Olaczek 1974), mainly related to the presence of *Padus serotina* and *Impatiens parviflora*, whose share is not very high. In a number of patches, black cherry is an important component of the shrub and forest floor layers, and is even encroaching into the tree layer. The *Pinus-Padus* community has been reported from many areas of the country, and the wide range of habitats it occupies (Halarewicz 2012) proves its attraction to pine stands growing in excessively fertile habitats (Zerbe, Wirth 2006; Jagodziński et al. 2015). The Mszar Bogdaniec reserve is also being significantly impacted by the spreading dominance of black cherry, which avoids spruce, occurring more frequently under pines, where

there is more light (Knight et al. 2008). Neophytization also includes the encroachment of *Erechtites hieracifolia* – a North American neophyte that has been recently appearing in clearings and bogs in Poland (Tokarska-Guzik et al. 2009, 2012; Dyderski et al. 2015a).

The drainage of the peat bog is the result of efforts to drain the area by means of drainage ditches dug at the beginning of the twentieth century. It has irreversibly changed the peat deposits, as well as in the vegetation of the reserve (Maciantowicz et al. 1999; Dyderski et al. 2015a). The potential natural vegetation of the bog determined by Maciantowicz et al. (1999) as *Sphagnetum magellanici* (*Andromedo-Sphagnetum magellanici* according to Ratyńska et al. 2011) has been replaced by communities of further stages of succession – *Sphagno recurvi-Eriophoretum vaginati*, *Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii* and the dynamically encroaching *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* (Dyderski et al. 2015a). Draining peat bogs begins the process of peat mineralization, increasing the availability of nitrogen for plants, whose deficit limits the occurrence of most plant species. This allows species, usually stronger competitors, to become dominant and displace the most valuable elements of a peat bog's phytocoenosis – species with a narrow ecological amplitudes (Herbich 2001; Parish et al. 2008; Kollmann, Rasmussen 2012). Such a species is *Molinia cae-*

Table 4. Parameters of environmental variables fitted to DCA analysis of vegetation from Mszar Bogdaniec nature reserve – relevés from 1999 (Maciantowicz et al. 1999) and from 2012/13

Variable	Abbreviation	DCA1	DCA2	r^2	p	
Share of native species	native	0.45208	-0.89198	0.4341	0.005	**
Share of alien species	alien	-0.65722	0.75370	0.3989	0.013	*
Cover share of phytosociological classes:						
- <i>Vaccinio-Piceetea</i>	vacpic	-0.67853	0.73458	0.8515	0.001	***
- <i>Quercetea robori-petraeae</i>	qrp	-0.99633	0.08564	0.4639	0.002	**
- <i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	oxysph	0.19192	-0.98141	0.6072	0.001	***
- <i>Scheuchzerio-Caricetea</i>	schcar	0.73795	0.67485	0.5359	0.001	***
Share of life forms:						
- phanerophytes	lf_f	-0.3316	-0.94342	0.0092	0.919	
- geophytes	lf_g	0.08434	0.99644	0.1713	0.182	
- hemicryptophytes	lf_h	0.87502	0.48408	0.5928	0.001	***
- chamaephytes	lf_ch	-0.95497	0.29670	0.6445	0.001	***
- mosses	lf_moss	-0.10489	-0.99448	0.0639	0.544	
Species richness	rich	-0.80483	-0.59351	0.4304	0.009	**
Shannon's diversity index	shan	-0.96357	-0.26747	0.4535	0.011	*
Ellenberg's indicator values:						
- fertility	N	-0.22655	0.97400	0.5084	0.002	**
- moisture	M	-0.99257	0.12166	0.6545	0.001	***
- light	L	-0.22655	0.97400	0.5084	0.002	**
- soil reaction	SR	-0.05212	0.99864	0.564	0.001	***
Vegetation layers cover:						
- trees	cov_tr	-0.99836	0.05721	0.8866	0.001	***
- shrubs	cov_sh	-0.86513	-0.50155	0.3143	0.037	*
- herbs	cov_he	-0.08568	-0.99632	0.031	0.768	
- mosses	cov_mo	-0.15783	-0.98747	0.2207	0.095	

Coefficient of determination r^2 and significance level p (* p <0.05; ** p <0.01; *** p <0.001) were computed by permutation test (999 iterations)

rulea, which occurs with high frequency in the studied phytocoenosis (Herbich 2001; Limpens et al. 2003). Moreover, dehydration increases the encroachment of woody species, for which a high level of ground water is the main limiting factor for growth (Macdonald, Yin 1999; Vitas, Erlickytė 2007; Eckstein et al. 2011). Due to the broad scope of this issue, the encroachment of trees and shrubs in the bog at the study site, along with the environmental consequences

of this, was thoroughly discussed by Dyderski et al. (2015a) in a separate paper.

The decreasing number of spruces in the tree stand and the encroachment of *Betula pubescens* in the gaps, leading to the formation of a juvenile form of bog birch forest *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* in patches of *Pinus-Picea* SFC near the bog, as opposed to patches of this community placed closer to the reserve's borders, can be considered a

symptom of regeneration. The patches of this community are forming lags of raised and transitional bogs (Ellenberg 1988; Herbich, Herbichowa 2002; Ratyńska et al. 2011), hence the presence of this system may indicate a return to a state similar to the systems described from sites that have undergone less intense human pressure.

Although there were no statistically significant differences for most of the environmental indicators characterizing the forest vegetation of the reserve between the phytosociological relevés made in 1999 and 2012/13, we noted a larger share (though still statistically insignificant due to the high variability and small number of observations) of chamaephytes and shrubs species of the *Vaccinio-Piceetea* class, which may indicate the progressive replacement of forest floor plants from deciduous forests with those of coniferous forests (Olaczek 1974). This may also be seen in the lower shares of species requiring higher soil fertility and pH, for example, *Calamagrostis arundinacea* or *Impatiens parviflora*. The statistically significant reduction of the share and cover of naturally regenerating pine and pedunculate oak as well as rowan saplings can be explained by the increase in cover of spruce saplings in patches further away from the bog, which, like downy birch, took advantage of the spruce dieback in the main stand, but increased the shading of the forest floor. This may have also affected the reduction of *I. parviflora* cover (Chmura 2014). The reported changes are mostly fluctuations (Faliński 1988), whereas only the encroachment of a bog birch woodland in the deteriorating tree stands with a high share of spruce can be regarded as regeneration.

The lack of statistically significant differences between most of the indicators characterizing the peat bog vegetation in 1999 and 2012/13 suggests that changes in the vegetation of the studied bog are fluctuations rather than directional changes, regardless of the encroachment of woody plants (Dyderski et al. 2015a). This may indicate cyclical, long-term fluctuations in groundwater levels associated with variations in atmospheric precipitation, suggested by Maciantowicz et al. (1999), or the long duration of the encroachment of woody plants in a bog.

Studies conducted at the 'Brzozowe Bagno koło Czaplinka' nature reserve indicate that a drained non-forested peat bog can become covered with a dense tree stand in less than a hundred years (Jagodziński et al. unpublished). Maciantowicz et al. (1999) pointed to the diversity of the woody plant cover in the bog in the past, which may confirm the hypothesis regarding fluctuations. Monitoring the water level at the water gate (built as a result of the protection plan) since 2000 shows that fluctuations occur, although in recent years (2011, 2012 and 2013), the valve was zero (Krotoszyn Forest District, unpublished), suggesting an outflow of water from the peat bog. The reduction of the share of silver birch

in favor of downy birch in the shrub layer, which more often occurs in the bog communities of forests (Herbich, Herbichowa 2002; Ratyńska et al. 2011) and tolerates flooding better (Niinemets, Valladares 2006), may indicate, however, both a fluctuation as well as the beginning of a directional change, as *B. pubescens* will be more likely to survive periods of higher groundwater levels. For this reason, despite the fact that after 14 years the changes in the bog vegetation are characteristic of fluctuations, they are most likely to turn into secondary succession in the long term.

We found that after 14 years, changes in the vegetation of the study area are more characteristic of a fluctuation than a directional change. We also found the existence of both regenerative processes (the encroachment of a bog birch forest under the declining spruce stand near the bog) and new degenerative factors (the *Erechtites hieracifolia* invasion). The results show that in 20 years of mainly conservation protection (not counting the felling of individual trees and construction of a valve), the state of the vegetation has not significantly changed. Rare and endangered species of plants (including sphagna) and plant communities still exist in the study area. Due to the drastic changes in the water level, it is probably impossible to restore the state of the bog to its condition before the drainage ditches were constructed in the early twentieth century. However, the existing documentation and the research material gathered about the reserve makes it a good study site on the rate at which peat bogs are overgrown by forest plant communities. Because the nature reserve does not have significantly endangered national or regional species, the best solution would be to cease conducting the protective treatments of removing encroaching trees and shrubs (Kujawa-Pawlaczyk, Pawlaczyk 2005). This would enable researchers to monitor the processes occurring when a bog is spontaneously being overgrown, which will contribute to better knowledge about the pace with which such sites undergo this change.

5. Summary and conclusions

The majority of changes in the indicators describing the floristic composition of plant communities in the Mszar Bogdaniec nature reserve during the study period were not statistically significant and were mainly fluctuations.

There was a statistically significant increase in the share of mosses in the forest communities and a reduction in the average number of species noted in the relevé. A significant decrease in the share of *Scheuchzerio-Caricetea* class species and an increase in the cover of the herb layer were found in the peat bog community.

The state of the vegetation of the studied nature reserve is the result of human activity from the first half of the twentieth century. The most important anthropogenic factors,

which caused the changes include draining the peatlands, the planting of pine and spruce monocultures and the introduction of black cherry. Some patches of the semi-natural *Pinus-Picea* forest communities located in the vicinity of the bog are spontaneously transforming into an initial form of *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, which has the character of a process of regeneration.

Changes in the floristic composition of the peat bog communities are characteristic of fluctuations, although in the long term, the overgrowth occurring in the bog may turn into secondary succession.

Conflicts of interest

The authors declare no conflicts of interest.

Acknowledgements and funding sources

We are grateful to Mrs. Anna Gdula (Faculty of Forestry, Poznań University of Life Sciences) for her help with the field work and Mr. Wiesław Buliński, Mr. Bogdan Stanek and Mr. Bogdan Wiatrak of the Krotoszyn Forest District for their logistical support, provision of documentation and valuable comments on the studied nature reserve. We also thank Dr. Anna Rusińska (Faculty of Biology, Adam Mickiewicz University in Poznań) for verifying the identification of the mosses. We would also like to thank two anonymous reviewers for their detailed reviews that helped improve the quality of the original version of the manuscript. The research was made possible by partial financing from the Institute of Dendrology of the Polish Academy of Sciences in Kórnik as part of their statutory activities.

References

- Biecek P. 2013. Analiza danych z programem R. Modele liniowe z efektami stałymi, losowymi i mieszanymi. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. ISBN 978-83-01174-53-8.
- Binkley D., Giardina C. 1998. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42: 89–106. DOI 10.1023/A:1005948126251.
- Binkley D., Valentine D. 1991. Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine, and Norway spruce in a replicated experiment. *Forest Ecology and Management* 40: 13–25. DOI 10.1016/0378-1127(91)90088-D.
- Chen H., Qian H., Spyreas G., Crossland M. 2010. Native-exotic species richness relationships across spatial scales and biotic homogenization in wetland plant communities of Illinois, USA. *Diversity and Distributions* 16: 737–743. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00679.x.
- Chmura D. 2014. Biology and ecology of an invasion of *Impatiens parviflora* DC in natural and semi-natural habitats. Wydawnictwo ATH, Bielsko-Biała. ISBN 978-83-63713-68-3.
- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255: 630–642. DOI 10.1016/j.foreco.2007.09.039.
- Dyderski M.K., Gdula A.K., Jagodziński A.M. 2015a. Encroachment of woody species on a drained transitional peat bog in ‘Mszar Bogdaniec’ nature reserve (Western Poland). *Folia Forestalia Polonica, Seria A - Forestry* 57(3): 161–173. DOI 10.1515/ffp-2015-0016.
- Dyderski M.K., Gdula A.K., Wrońska-Pilarek D. 2015b. Wpływ antropopresji na leśne zbiorowiska roślinne w warunkach aglomeracji miejskiej na przykładzie Doliny Bogdanki w Poznaniu. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 42: 84–94.
- Eckstein J., Leuschner H.H., Bauerochse A. 2011. Mid-Holocene pine woodland phases and mire development – significance of dendroecological data from subfossil trees from northwest Germany. *Journal of Vegetation Science* 22: 781–794. DOI 10.1111/j.1654-1103.2011.01283.x.
- Ellenberg H. 1988. Vegetation Ecology of Central Europe. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 0-521-23642-8.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. UTB, Stuttgart. ISBN 978-3825281045.
- Faliński J.B. 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115–128.
- Gdula A.K., Dyderski M.K., Jagodziński A.M. 2014. Habitat preferences of royal fern *Osmunda regalis* L. in the “Baszków” nature reserve. *Folia Forestalia Polonica, Seria A - Forestry* 56: 171–178. DOI 10.2478/ffp-2014-0019.
- Halarewicz A. 2012. Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czerechmy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Wrocław. ISBN 978-83-7717-110-3.
- Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. 2001. TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591. DOI 10.2307/3237010.
- Herbich J. 2001. Zmiany w roślinności rezerwatu „Staniszewskie Błoto” w ciągu ostatnich trzydziestu lat. *Prace Geograficzne IGiZP PAN* 179: 85–94.
- Herbich J., Herbichowa M. 2002. Szata roślinna torfowisk Polski, w: Torfowiska i torf. (ed. P. Ilnicki) Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań, 179–203. ISBN 83-7160-243-X.
- Ilnicki P. 2002. Torfowiska i torf. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań. ISBN 83-7160-243-X.
- Jagodziński A.M., Dyderski M.K., Rawlik M., Banaszczak P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357: 84–94. DOI 10.1016/j.foreco.2015.08.011.
- Jasnowski M. 1972. Extent and directions of changes of plant cover of the bogs. *Phytocoenosis* 1: 193–209.
- Kącki Z., Śliwiński M. 2012. The Polish Vegetation Database: structure, resources and development. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 81: 75–79. DOI 10.5586/asbp.2012.014.
- Kasprowicz M. 2010. Acidophilous oak forests of the Wielkopolska region (West Poland) against the background of Central

- Europe. *Biodiversity: Research and Conservation* 20: 1–212. DOI 10.2478/v10119-010-0012-4.
- Knight K.S., Oleksyn J., Jagodziński A.M., Reich P.B., Kaspro-
wicz M. 2008. Overstorey tree species regulate colonization
by native and exotic plants: a source of positive relationships
between understorey diversity and invasibility. *Diversity and
Distributions* 14: 666–675. DOI 10.1111/j.1472-4642.2008.
00468.x.
- Kollmann J.C., Rasmussen K.K. 2012. Succession of a degraded
bog in NE Denmark over 164 years—monitoring one of the ear-
liest restoration experiments. *Tuexenia* 32: 67–85.
- Kopeć D., Ratajczyk N., Wolańska-Kamińska A., Walisch M.,
Kruk A. 2014. Floodplain forest vegetation response to hydro-
engineering and climatic pressure – A five decade comparative
analysis in the Bzura River valley (Central Poland). *Forest
Ecology and Management* 314: 120–130. DOI 10.1016/j.
foreco.2013.11.033.
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P. 2005. Ochrona mokradeł, w:
Ochrona przyrody w lasach. II. Ochrona szaty roślinnej. (ed.
D.J. Gwiazdowicz) Wydawnictwo Ornatus, Poznań, 105–119.
ISBN 83-921460-3-4.
- Laine J., Vasander H., Laiho R. 1995. Long-Term Effects of Water
Level Drawdown on the Vegetation of Drained Pine Mires in
Southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.
- Limpens J., Berendse F., Klees H. 2003. N deposition affects N
availability in interstitial water, growth of *Sphagnum* and inva-
sion of vascular plants in bog vegetation. *New Phytologist* 157:
339–347. DOI 10.1046/j.1469-8137.2003.00667.x.
- Macdonald S.E., Yin F. 1999. Factors influencing size inequality in
peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drain-
age release growth. *Journal of Ecology* 87: 404–412. DOI
10.1046/j.1365-2745.1999.00370.x.
- Maciantowicz M., Najbar B., Stańko R., Winiecki A. 1999. Plan
ochrony rezerwatu przyrody Mszar Bogdaniec na okres od
1.1.1998 do 31.12.2017 r. manuscript.
- Matuszkiewicz J.M. 2005. Zespoły leśne Polski. Wydawnictwo
Naukowe PWN, Warszawa. ISBN 978-83-01-14555-2.
- Niinemets Ü., Valladares F. 2006. Tolerance to shade, drought,
and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees
and shrubs. *Ecological Monographs* 76: 521–547. DOI
10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Michin P.R.,
O’Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Henry M., Stevens
H., Wagner H. 2013. Package ‘vegan’ – Community Ecology
Package. [https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.
html](https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html) [14.11.2015].
- Olaczek R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenozy leśnych i metody
ich badania. *Phytocoenosis* 3(3/4): 179–190.
- Olden J.D., LeRoy Poff N., Douglas M.R., Douglas M.E., Fausch
K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic
homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18–24.
DOI 10.1016/j.tree.2003.09.010.
- Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayewa T., Silvus
M., Stringer L. 2008. Assessment on peatlands, biodiversi-
ty and climate change. Wetlands International, Wageningen.
ISBN 978-983-43751-0-2.
- Pawlaczyk P., Wołajko L., Jermaczek A., Stańko R. 2002. Poradnik
ochrony mokradeł. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrod-
ników, Świebodzin. ISBN 978-83-87846-72-5.
- Ratyńska H., Wojterska M., Brzeg A., Kołacz M. 2011. Multime-
dialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski. NFOSiGW,
UKW, IETI.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical
computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,
Austria. <https://www.r-project.org/> [14.11.2015].
- Szwed W., Hennekens S. M., Pelsma T. A. H. M., Ratyńska H.,
Rusińska A. 1999. A numerical data base and checklist of taxa
of Polish flora applicable in phytosociology, particularly for the
TURBOVEG. *Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Pedagogicznej
w Bydgoszczy* 14: 5–18.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A.,
Danielewicz W., Holdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pocho-
dzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków
inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, War-
szawa. ISBN 978-83-62940-34-9.
- Tokarska-Guzik B., Górski P., Czarna A. 2009. *Erechtites* jastrzęb-
cowaty *Erechtites hieraciifolia*, w: Inwazyjne gatunki roślin
ekosystemów mokradłowych Polski. (eds. Z. Dajdok, P. Paw-
laczyk). Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin,
36–37. ISBN 978-83-87846-69-5.
- Vitas A., Erlickytė R. 2007. Influence of droughts to the radial
growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at different site con-
ditions. *Baltic Forestry* 13: 10–16.
- Wilson E.O. 2002. The Future of Life. Knopf, New York. ISBN
978-0679768111.
- Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dnia 11 grudnia 1995
w sprawie uznania za rezerwat przyrody. 1996. *Monitor Polski*:
5, 49.
- Zerbe S., Wirth P. 2006. Non-indigenous plant species and their
ecological range in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.)
forests. *Annals of Forest Science* 63: 189–203. DOI 10.1051/
forest:2005111

Authors’ contribution

M.K.D. – concept and choice of methods, data collec-
tion and analysis, literature review, manuscript preparation,
A.M.J. – concept and choice of methods, literature review,
manuscript preparation.