

Aldona K. Uziębło, Alicja Barć
Uniwersytet Śląski, Katedra Geobotaniki i Ochrony Przyrody
ul. Jagiellońska 28, 40–032 Katowice,
aldona.uzieblo@us.edu.pl, alicja.barc@us.edu.pl
Piotr Kubiesa, Tomasz Staszewski
Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych
Zakład Biomonitoringu Zintegrowanego
ul. Kossutha 6, 40–844 Katowice
stasz@ietu.katowice.pl

Received: 11.01.2012
Reviewed: 30.04.2012

ZMIANY STRUKTURY FITOCENOZY LEŚNEJ POD WPLYWEM WYCIĘCIA ZAMIERAJĄCEGO DRZEWOSTANU ŚWIERKOWEGO I OCENA ZABIEGÓW GOSPODARCZYCH W LASACH BESKIDU ŚLĄSKIEGO (KARPATY ZACHODNIE)

Changes of the structure of forest phytocoenosis after clear-cutting of the declining spruce stand and evaluation of management methods in the forests of the Silesian Beskid Mts. (Western Carpathians)

Abstract: The environmental (1994–2011) and phytosociological (1996–2011) studies on permanent plot revealed changes in forest layers before and after clear-cutting of the tree stand (in 2005) in the Wilczy stream valley, the Brenna Leśnica village (Silesian Beskid Mts, Western Carpathians). The disturbance influenced biological balance of the phytocoenosis and made it open to the synanthropic and other species from non-forest communities but did not eliminate the main components of the herb layer. Succession promotes natural broad-leaf trees (birch, rowan, willow and aspen) and species from the fir-beech forest compatible with habitat conditions, modified by long-term influence of spruce monoculture. Planted pine can strengthen acidification processes and it seems the objectionable element of the phytocoenosis. The observed increase in the quality of some environmental conditions (lowering pollution, higher pH values), as well as local microclimate and orography, promote rather fir as a component of the next-generation beech-spruce-fir forest, then pine. Fir in the Silesian Beskid Mts needs relatively low management support in appropriate habitats. Therefore, it is an important admixture in the lower-montane belt of the Western Carpathians.

Key words: lower-montane forests, clear-cutting, pine, fir, forest management, regeneration.

Wstęp

Lasy wielu pasm górskich w Karpatach Zachodnich były wycinane od początku osadnictwa na tych ziemiach (Kornaś 1955; Przyboś 1995). Najwięcej szkód przyniósł jednak wiek XIX i rozwój przemysłu, który stał się przyczyną wycięcia wielu tysięcy hektarów lasów: bukowych, bukowo-jodłowych oraz bukowo-jo-

dłowo-świerkowych i zastąpienia ich monokulturami szybko rosnącego świerka (Koczwara 1930; Kawecki 1939; Kulig 1973; Nyrek 1975). Beskid Śląski, którego dotyczy niniejsza praca, należał do cesarsko-królewskich dóbr skarbowych, a eksploatację tutejszych lasów, ze względu na rozwój przemysłu, podjęto wcześniej niż na Żywiecczyźnie (tj. przed 1840 r.). Do nasadzeń stosowano często świerka obcej proveniencji, słabo dostosowanego do panujących tu warunków klimatyczno-siedliskowych (Wilczek 1995). W XX wieku wieloletni dopływ zanieczyszczeń z pobliskich dużych ośrodków przemysłowych, jak Górnos Śląski Okręg Przemysłowy po polskiej stronie granicy, oraz kombinatu górniczo-hutniczego w Karwinie i Trzyńcu z terenu ówczesnej Czechosłowacji, stały się przyczyną wielkopowierzchniowego rozpadu drzewostanów świerkowych i jodłowych, ataku szkodników oraz infekcji grzybowych (Zawada 1978; Staszewski i in. 1998; Szdziej 1999). Efektem kombinacji wielu czynników mających negatywny wpływ na stan zdrowotny lasów górskich, były i są wielohektarowe zręby zupełne. Z jednej strony miały one chronić zdrowe drzewostany, z drugiej zaś, poprzez przebudowę drzewostanu, umożliwić powrót roślinności zgodnej z właściwościami siedliska.

Celem niniejszej pracy jest określenie tempa i kierunku zmian w strukturze fitocenozy leśnej na stałej powierzchni badawczej pod wpływem silnego zaburzenia (wycięcie drzewostanu) oraz wstępna ocena zastosowania określonych zabiegów gospodarczych.

Materiał i metody

Badania, będące podstawą niniejszej pracy, są częścią biomonitoringu zbiorowisk leśnych prowadzonego od 18 lat na kilkunastu stałych powierzchniach badawczych, założonych w 1994 r., a zlokalizowanych głównie w górskich parkach narodowych, ale również na 3 powierzchniach poza ich granicami. Na jednej z nich, w Brennej Leśnicy w dolinie Wilczego Potoku (Beskid Śląski), w 2005 roku dokonano wycięcia niemal całego drzewostanu świerkowego z powodu jego złego stanu zdrowotnego. Dlatego ta powierzchnia stała się przedmiotem niniejszych badań fitosocjologicznych i glebowych.

Powierzchnia badawcza obejmuje 0,25 ha i położona jest na wysokości ok. 660 m n.p.m., na stoku o ekspozycji NW i nachyleniu 30°. Do 2005 r. tworzyła ją ok. 150-letnia monokultura świerkowa, nasadzona najprawdopodobniej na siedlisku kwaśnej buczyny lub boru mieszanego. Po latach fitocenoza ta pod względem składu i struktury upodobniła się do fitocenoz zespołu *Abieti-Piceetum montanum*. Jest to możliwe w sytuacji, gdy siedlisko lokalnie podlega erozji i procesowi bielnicowania (Michalik, Szary 1997). Powierzchnia została podzielona na 100 kwadratów o boku 5 m. W każdym z nich, co 5 lat, począwszy od roku 1996 (1996, 2001, 2006, 2011) było wykonywane zdjęcie fitosocjologiczne. Dokonywano spisu wszystkich występujących w danym kwadracie gatunków

z uwzględnieniem struktury pionowej, tj. występowania gatunku w poszczególnych warstwach: drzew (A), krzewów (B) i runa (C), a następnie oceniano ich procentowe pokrycie w skali 1%, 5%, 10%, 20%... 100%. Metoda ta pozwoliła uwzględnić nawet niewielkie zmiany w pokryciu poszczególnych gatunków we wszystkich warstwach roślinności budującej analizowaną fitocenozę. Frekwencja gatunków uwzględniona w analizach to procentowy udział kwadratów z obecnością danego gatunku w stosunku do wszystkich kwadratów na całej badanej powierzchni. Warstwa mszaków (D) była wyceniana całościowo, bez uwzględniania udziału poszczególnych gatunków, oznaczonych jednorazowo.

Na omawianym obszarze występują gleby brunatne kwaśne (dystric cambisols wg FAO ISRIC) do brunatnych bielcowanych (cambic podzols) i płowych (luvisols) (Vogt et al. 1994). Według danych opisu taksacyjnego z lat 1990–1999 powierzchnia badawcza zajmuje siedlisko LMG świeżego o składzie gatunkowym jd–bk–św. Na stoku w miejscu sąsiadującym z powierzchnią badawczą wykonano również profil glebowy o głębokości ponad 80 cm.

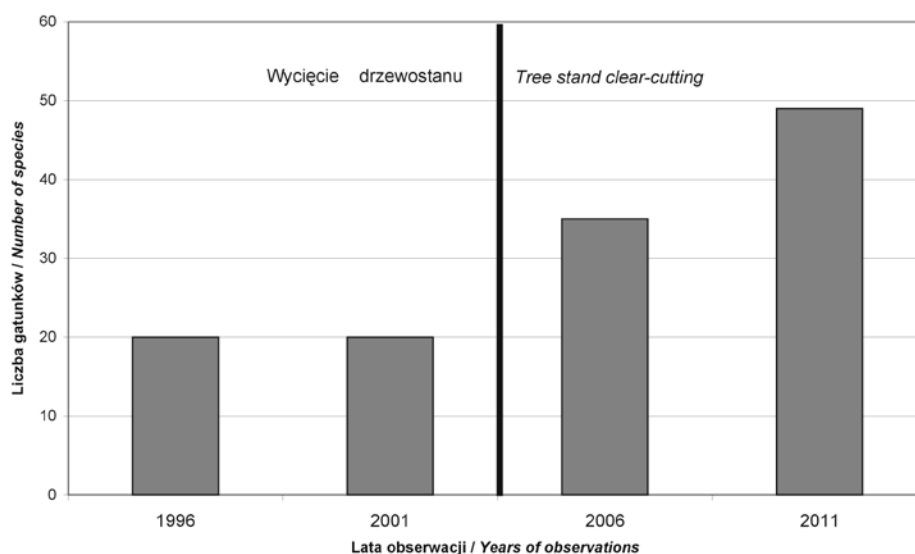
W analizie zmian warunków siedliskowych uwzględniono także dane z lat 1994 i 2007 uzyskane z 6 lizymetrów rozmieszczonych losowo na całej powierzchni oraz z 10 zbiorników opadu podkoronowego, rozmieszczonych równomiernie. Ceramiczne lizymetry próżniowe, służące do zbierania roztworów glebowych, zainstalowano na głębokości 25 cm i 50 cm. Roztworów glebowych nie pobierano w zimie, by nie zniszczyć zbiorników. Opad podkoronowy zbierano od kwietnia do października do lejków o przekroju 169 cm² i pięciolitrowych butelek z PE, natomiast w zimie zbiorniki zastępowano „rękawami śniegowymi” o przekroju 340 cm², które umożliwiały pobieranie prób. W roztworze glebowym i opadzie podkoronowym oznaczono: pH, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺, Al³⁺, Pb²⁺, Cd²⁺, NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻. Odczyn roztworu oznaczono pehametrem N517OE bezpośrednio po przywiezieniu prób do laboratorium, a stężenie kationów metodą atomowej spektrofotometrii absorpcyjnej (Varian 1100P) – bezpośrednio w próbach. Stężenie NH₄⁺ wyznaczono kolorymetrycznie metodą Nesslerera, przy długości fali 420 nm. Stężenie anionów oznaczono metodą chromatografii jonowej (chromatograf Dionex X-100, kolumna Ion-Pac AS4A); (Staszewski 2004).

Wyniki badań roślinności opracowano metodami analizy: dyskryminacyjnej (*Discriminant Analysis* DA) i skupień (*cluster analysis*) – (Stanisz 2007). Różnice składu florystycznego pomiędzy latami: 1996, 2001, 2006 i 2001 na 100 poletkach badawczych określono przy pomocy analizy dyskryminacyjnej (DA), w której poszczególne lata zdefiniowano jako zmienną dyskryminacyjną. Z DA wyłączono świerka w warstwie A (zmienna była obecna jedynie w dwóch pierwszych latach badawczych 1996 i 2001) oraz gatunki sporadyczne. Dane florystyczne poddano również klasyfikacji metodą Warda, w której uwzględniono wszystkie gatunki zanotowane na poletkach podczas całego okresu badawczego. Obliczenia numeryczne przeprowadzono przy pomocy programu STATISTICA ver. 9 (StatSoft 2010, Stanisz 2007).

W pracy zastosowano nazewnictwo gatunków roślin naczyniowych według Mirka i in. (2002) a nazewnictwo zbiorowisk przyjęto za Matuszkiewiczem (2001). Na tej podstawie również wyróżniono następujące grupy: gatunki zbiorowisk borowych (*Vaccinio-Piceetea*), gatunki lasów liściastych (*Querc-Fagetea*), porębowe (*Epilobietea angustifolii*), nieleśne – obejmujące gatunki obce fitocenozy leśnym (głównie gatunki z klas: *Molinio-Arrhenatheretea*, *Betulo-Adenostyletea* i in.). Ostatnia grupa to gatunki synantropijne z klasy *Artemisietea vulgaris*. Liczby wskaźnikowe Zarzyckiego i in. (2002) wykorzystano do wydzielenia grupy gatunków acidofilnych, których zakres wartości wskaźnika kwasowości mieści się w zakresie od 1 do 3 (tj. od silnie kwaśnych po umiarkowanie kwaśne).

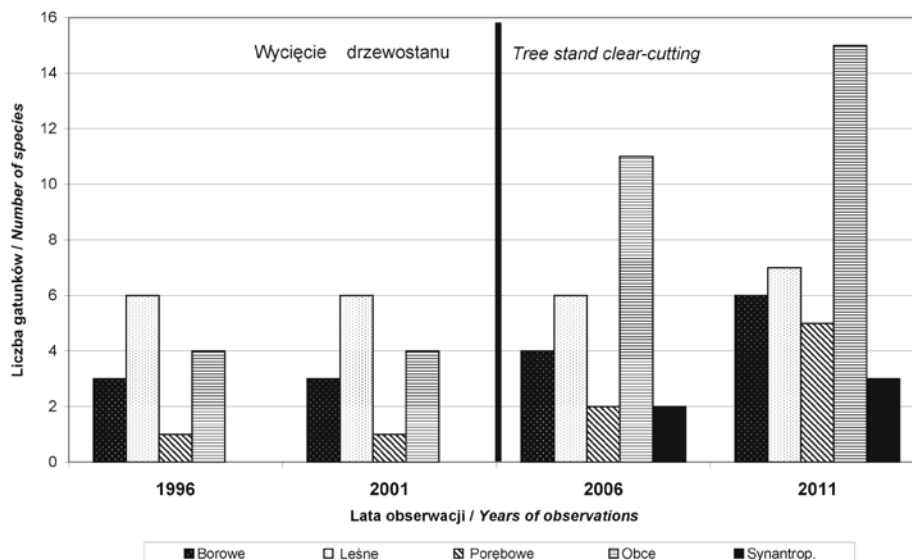
Wyniki

W latach 1996–2004, w Brennej Leśnicy drzewostan na powierzchni badawczej był wycinany stopniowo; najpierw wykonano cięcia sanitarne pojedynczych świerków, następnie odsłonięto ścianę lasu poprzez zrąb w sąsiednim oddziale, a następnie usunięto drzewostan, pozostawiając 4 przestoje. Początkowo nie miało to jednak znaczącego wpływu na bogactwo florystyczne i wewnętrzną strukturę fitocenozy (Ryc. 1, 2, 3), poza tym, że większa dostępność światła pobudziła do wzrostu nalot buka i w 2001 roku pojawił się on w podroście z 10% frekwencją (Ryc. 4).



Ryc. 1. Zmiany bogactwa gatunkowego na powierzchni badawczej w Brennej Leśnicy w kolejnych latach badawczych.

Fig. 1. Changes in species richness in study plot in Brenna Leśnica village in successive years of studies.



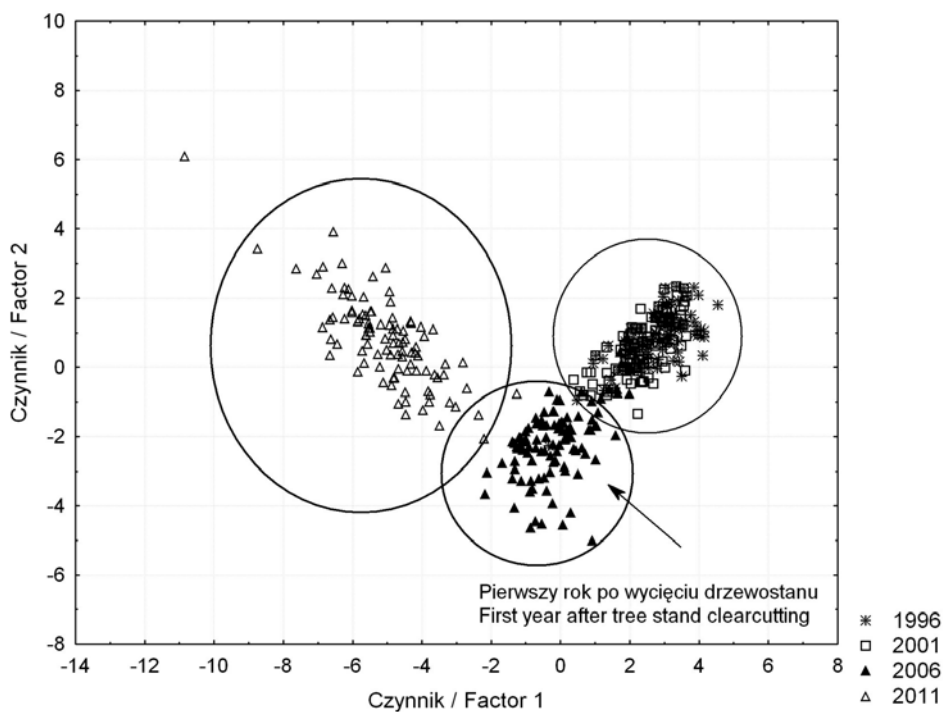
Ryc. 2. Zróżnicowanie składu gatunkowego warstwy runa w grupach syntaksonomiczno-funkcyjnych w kolejnych latach badawczych: Borowe (*Vaccinio-Piceetea*), Leśne (*Quercus-Fagetea*), Porębowe (*Epilobietea angustifolii*), Obce (gatunki zbiorowisk nieleśnych), Synantrop. (gatunki synantropijne z *Artemisietea vulgaris*).

Fig. 2. Differentiation of species composition in herb layer according to syntaxonomic-functional groups in successive years of studies: Borowe – Coniferous forest species (*Vaccinio-Piceetea*), Leśne – Deciduous forest species (*Quercus-Fagetea*), Porębowe – Clearing species (*Epilobietea angustifolii*), Obce – Alien (species) of non-forest communities, Syantrop. – Synanthropic (species) of the *Artemisietea vulgaris* class.

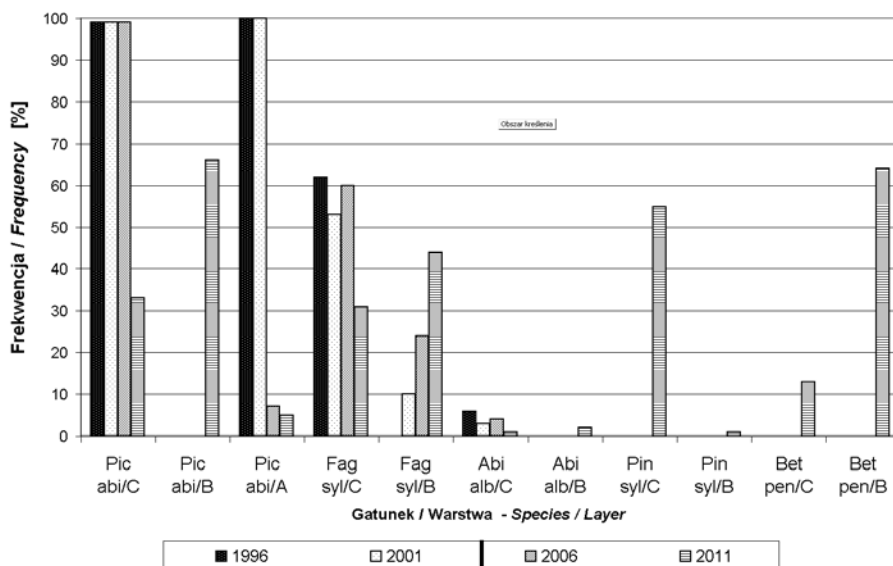
W tym początkowym okresie obserwacji, runo było zbudowane głównie z: *Vaccinium myrtillus*, *Dryopteris dilatata* i *Calamagrostis arundinacea*. Wszystkie trzy gatunki były reprezentowane z ponad 90% frekwencją. Podobną frekwencję wykazywał w tym okresie nalot świerka *Picea abies*. Nalot buka *Fagus sylvatica* występował wówczas na prawie połowie powierzchni badawczej (53% frekwencji), a 10% frekwencję wykazywały: *Oxalis acetosella*, *Carex pilulifera* i *Galium saxatile*. W pojedynczych kwadratach odnotowano obecność takich gatunków jak: *Deschampsia flexuosa* (7%), *Athyrium filix-femina* (6%), *Sorbus*

Ryc. 4. Zmiany frekwencji gatunków drzew w poszczególnych warstwach fitocenozy kształtującej się w okresie 15 lat obserwacji.

Fig. 4. Frequency changes of tree species in particular layers of the phytocoenosis during 15 years of observations.



Ryc. 3. Zmiany w strukturze fitocenozy wywołane wycięciem drzewostanu.
Fig. 3. Changes in structure of the phytocoenosis caused by clear-cutting of the tree stand.



aucuparia i *Galium rotundifolium* (po 5%) a ponadto: *Hieracium murorum*, *Rubus hirtus*, *Abies alba*, *Huperzia selago*, *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides*, *Acer pseudoplatanus*, *Prenanthes purpurea* i in. (1–3%) (Tab. 1).

Gwałtowna zmiana warunków świetlnych po wycięciu drzewostanu skutkowałą przede wszystkim wzrostem liczby gatunków (Ryc. 1). W okresie

Tabela 1. Zmiany występowania gatunków zbiorowiska leśnego na poletku badawczym w 1996–2011 r. (nie wykazano gatunków rzadkich i ze znikomym pokryciem).

Table 1. Changes in occurrence of species forming forest plant community on the study plot in 1996–2011 (rare and with small cover species are excluded).

Miejsce / Locality		Brenna, 660 m n.p.m. /m a.s.l.							
Drzewostan /Tree stand		Monokultura świerkowa / spruce monoculture około / approx. 150 lat / years old							
Warstwa/ Gatunek Layer / Species		Frekwencja Frequency				Zakres pokrycia Cover range [%]			
		1996	2001	2006	2011	1996	2001	2006	2011
I	2	3	4	5	6	7	8	9	10
A	<i>Picea abies</i>	99	100	7	5	1-20	20-80	5-60	5-10
B	<i>Fagus sylvatica</i>	-	10	24	44	-	10-30	5-30	10-40
B	<i>Picea abies</i>	-	-	-	66	-	-	-	10-90
B	<i>Sorbus aucuparia</i>	-	-	-	2	-	-	-	10
B	<i>Abies alba</i>	-	-	-	2	-	-	-	10-20
B	<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	1	-	-	-	20
B	<i>Betula pendula</i>	-	-	-	64	-	-	-	10-60
C	<i>Picea abies</i>	99	99	99	33	5-50	1-50	1-50	10-70
C	<i>Dryopteris dilatata</i>	98	97	96	46	1-20	1-60	5-40	5-20
C	<i>Vaccinium myrtillus</i>	100	95	99	93	1-70	30-90	10-90	5-80
C	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	85	91	99	98	1-10	1-60	5-100	10-100
C	<i>Oxalis acetosella</i>	66	60	22	-	1-5	1-20	5-20	-
C	<i>Fagus sylvatica</i>	62	53	60	31	1-5	1-20	1-30	5-30
C	<i>Carex pilulifera</i>	13	10	21	1	1-5	1-5	1-10	5
C	<i>Galium saxatile</i>	4	10	23	1	1	1-20	1-50	1
C	<i>Deschampsia flexuosa</i>	8	7	12	15	1-10	10-30	5-50	5-30
C	<i>Athyrium filix-femina</i>	3	6	6	4	1	1-10	1-10	5-10
C	<i>Sorbus aucuparia</i>	19	5	26	18	1	1-5	1-10	1-10
C	<i>Galium rotundifolium</i>	6	5	1	-	1-5	1-10	10	-
C	<i>Hieracium murorum</i>	2	3	1	1	1	1-5	1	1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
C	<i>Abies alba</i>	6	3	4	1	1	1-5	1-5	10
C	<i>Rubus hirtus</i>	11	3	8	7	1-5	1-5	1-10	1-10
C	<i>Huperzia selago</i>	4	2	-	-	1-5	1	-	-
C	<i>Calamagrostis villosa</i>	-	2	1	18	-	5	5	5-30
C	<i>Prenanthes purpurea</i>	-	1	1	2	-	1	5	1
C	<i>Luzula luzuloides</i>	10	1	3	1	1-5	1	5-10	1
C	<i>Rubus idaeus</i>	1	1	8	22	1	1	1-10	5-20
C	<i>Petasites albus</i>	-	1	2	1	-	5	1-10	5
C	<i>Carex ovalis</i>	-	-	3	1	-	-	1-5	5
C	<i>Hieracium lachenalii</i>	-	-	3	1	-	-	1-5	5
C	<i>Taraxacum officinalis</i>	-	-	4	6	-	-	1-10	1-5
C	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	-	-	16	30	-	-	1-10	1-10
C	<i>Salix silesiaca</i>	-	-	8	23	-	-	1-5	1-10
C	<i>Urtica dioica</i>	-	-	3	3	-	-	1-5	1-10
C	<i>Veronica officinalis</i>	-	-	5	1	-	-	1-10	5
C	<i>Epilobium montanum</i>	-	-	5	19	-	-	1-5	1-10
C	<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	55	-	-	-	1-20
C	<i>Betula pendula</i>	-	-	-	13	-	-	-	5-20
C	<i>Populus tremula</i>	-	-	-	14	-	-	-	1-20
C	<i>Calamagrostis epigeios</i>	-	-	-	13	-	-	-	5-20
C	<i>Salix caprea</i>	-	-	-	3	-	-	-	5-10
D	<i>Dicranum scoparium</i>								
D	<i>Dicranella heteromalla</i>	90	90	50	30	1-80	1-80	1-30	1-10
D	<i>Polytrichastrum formosum</i>								

bezpośrednio po zrębie pojawiła się grupa światłolubnych gatunków porębowych z klasy *Epilobietea angustifolii* takich jak: *Chamaenerion angustifolium* (16% frekwencji), *Rubus idaeus* (8%), *Digitalis purpurea* (1%), (Tab. 1, Ryc. 2). W dalszym etapie sukcesji udział tych gatunków stopniowo wzrastał i wzbogacał się o kolejne, m.in.: *Fragaria vesca*, *Senecio ovatus*, *Senecio sylvaticus*, *Calamagrostis epigeios*, *Betula pendula*, *Populus tremula* i *Salix caprea*. Ponadto w miejscach zniszczonych wskutek zrywki drewna pojawiła się grupa gatunków synantropijnych takich jak: *Cirsium arvense*, *Tussilago farfara* czy *Urtica dioica* oraz innych, obcych dla fitocenozy leśnych: *Taraxacum officinale*, *Cerastium*

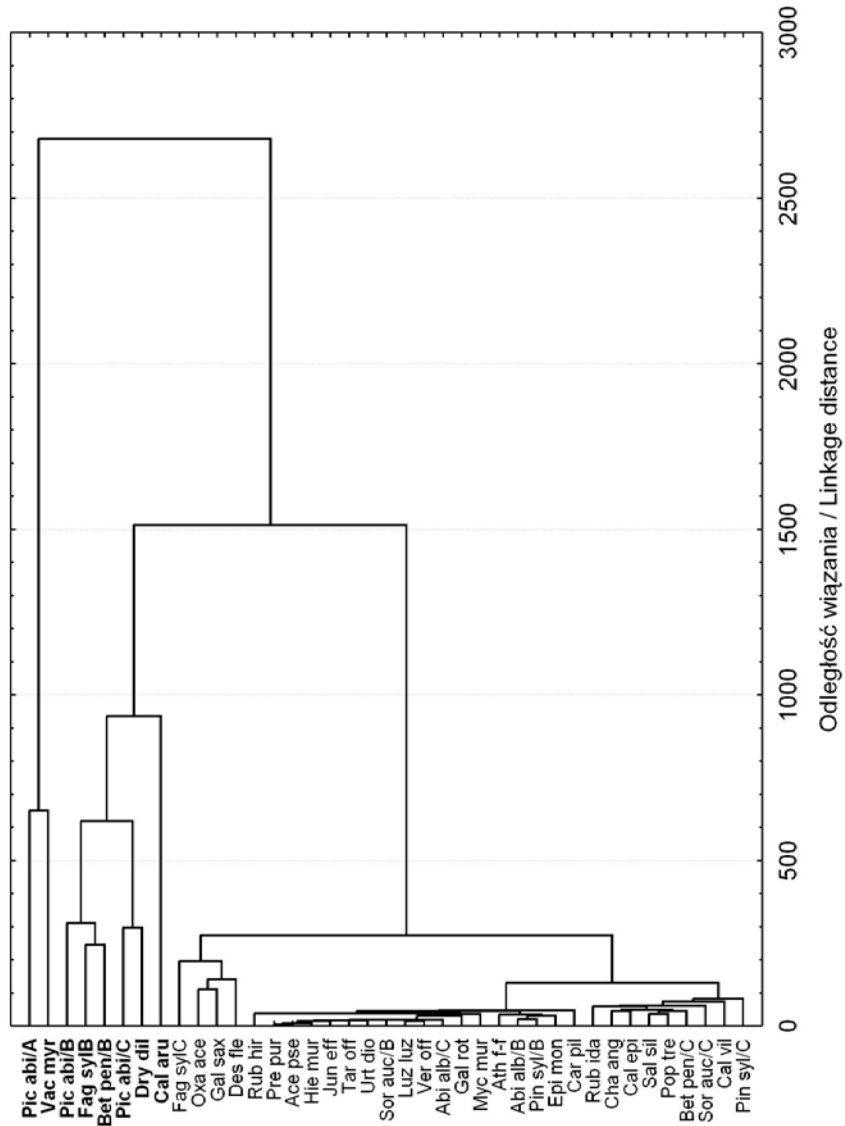
holosteoides, *Juncus effusus*, *Stellaria graminea* czy *Hypericum maculatum* (Ryc. 2). Zatem, po 6 latach od rębni bogactwo gatunkowe fitocenozy wciąż rośnie, bez wykazania tendencji do stabilizacji (Ryc. 1, 2, 3). Jednocześnie charakterystyczny jest dość stabilny udział gatunków borowych z klasy *Vaccinio-Piceetea* oraz gatunków lasów liściastych klasy *Quercu-Fagetea*, których udziały nieznacznie (maks. o 3 gatunki) zwiększyły się po wycięciu drzewostanu (Ryc. 2).

Analiza dyskryminacyjna (DA), w której porównywano poszczególne kwadraty w kolejnych okresach badawczych wykazała, że o ile przed wycięciem drzewostanu zbiorowisko wykazywało pełną stabilność pod względem struktury i składu florystycznego, o tyle po gwałtownej zmianie warunków fitocenoza uległa równie gwałtownym, ukierunkowanym zmianom (Ryc. 3).

Analiza skupień, wykonana na podstawie wartości pokrycia wszystkich gatunków w całym okresie obserwacji, pozwoliła z kolei porównać ich „reakcje” na zaistniałe zmiany w środowisku (Ryc. 5). Najbardziej zbliżoną reakcję ujawniły – *Picea abies* budująca drzewostan i *Vaccinium myrtillus*. Oba gatunki po początkowej całkowitej dominacji najbardziej zmieniły udział ilościowy w poszczególnych kwadratach w ostatnim okresie obserwacji; świerk oczywiście z powodu wycięcia. Kolejne skupienie utworzyły *Picea abies*, *Fagus sylvatica* i *Betula pendula*, które po poprawie warunków świetlnych dorosły do warstwy podszytu, a także dwa gatunki (*Calamagrostis arundinacea* i *Dryopteris dilatata*), które wykazały reakcję odwrotną przy zachowaniu podobnej frekwencji: *Calamagrostis arundinacea* znacząco (Tab. 1) zwiększył wartość pokrycia we wszystkich kwadratach, w których był od początku obecny, natomiast *Dryopteris dilatata* ustąpił mu, zmniejszając miejscami pokrycie do zera. Tak więc, nastąpiła zasadnicza zmiana fizjonomii runa fitocenozy z krzewinkowo-paprociowej na trawiastą. W ostatnim skupieniu znalazły się z jednej strony gatunki, które wykazały największe fluktuacje w wartościach pokrycia oraz gatunki, które pojawiły się dopiero w ostatnim z obserwowanych etapie sukcesji.

Naturalne odnowienie drzewostanu zostało uzupełnione w 2009 roku poprzez wprowadzenie do runa sosny *Pinus sylvestris*. W 2011 roku sosna w runie osiągnęła frekwencję 55%, powoli wchodząc w warstwę podszytu. W tym czasie, spośród gatunków budujących naturalne odnowienie, świerk wykazał w tym samym roku 33% frekwencję w runie i 66% w podszytu, natomiast buk jako nalot w warstwie runa osiągnął 31%, a w warstwie podszytu 44%. Gatunki naturalnego przedplonu to brzoza (13% runo, 64% podszyt), jarzab (2% runo i 18% podszyt), wierzba śląska (23% runo) i osika (14% w runie – Ryc. 4). Jodła reprezentowana jest bardzo słabo i jej naturalne odnowienie to w 2011 r. dwa osobniki w warstwie podszytu i runa.

Udział gatunków z klasy *Quercu-Fagetea* pozostaje nadal niemal na nie zmienionym poziomie, nieco wzrósł natomiast udział gatunków z klasy



Ryc. 5. Podobieństwo „reakcji” poszczególnych elementów budującej fitocenozę w okresie 15 lat obserwacji.
Fig. 5. „Reactions” similarity of particular elements forming the phytocoenosis analysed during 15 years of observations.

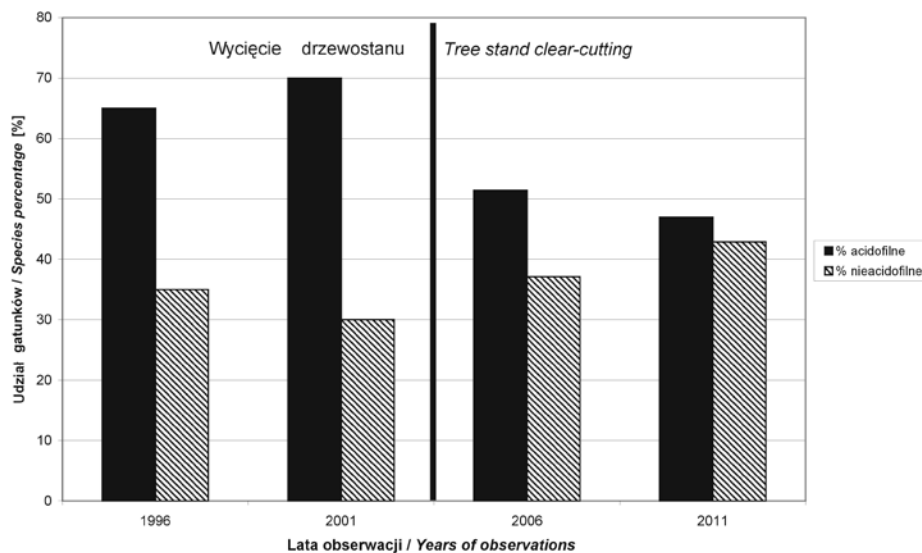
Vaccinio-Piceetea (Ryc. 2). Analiza zmian udziału w składzie gatunkowym roślin acidofilnych (o wartości ekologicznej liczby wskaźnikowej $R=1-3$, (Zarzycki i in. 2002), niezależnie od ich przynależności syntaksonomicznej) wykazała, że ich procentowy udział w kształtującej się fitocenozie spadł z maksymalnej wartości 70% (w 2001 r.) do 47% (w 2011 r. – Ryc. 6). Zatem, wyraźnie ustępują one roślinom o wyższych wymaganiach, co do kwasowości gleby. Tego rodzaju tendencję potwierdzają wyniki badań nad składem chemicznym roztworów glebowych (Tab. 2), które wskazują na bardzo wyraźny wzrost wartości pH w 1994 i 2007 r. Także analiza opadu podkoronowego pod kątem dopływu zanieczyszczeń do gleby wykazała znaczne zmniejszenie ładunku substancji zakwaszających (związki siarki i azotu) (Tab. 3). Ta ogólna poprawa warunków środowiskowych dobrze rokuje na przyszłość kształtującej się fitocenozy.

Wykonany profil glebowy wykazał cechy typowe dla gleb brunatnych zbielicowanych (Tab. 4), które w rejonie powierzchni w Brennej są wykształcone ze zwietrzliny piaskowca godulskiego (Burtanówna 1937).

Podsumowując, wyniki niniejszych badań należy stwierdzić, że procesowi sukcesji w analizowanym borze mieszanym sprzyja zarówno typ gleby, jak i zmiany zachodzące w siedlisku tej fitocenozy.

Dyskusja

W modelu wielofunkcyjnego gospodarstwa leśnego obecnie odchodzi się od monokultur i schematycznych zabiegów prowadzących do powstawania drzewostanów jednowiekowych. Promowane są lasy o złożonej strukturze wiekowej i gatunkowej, nawiązujące do budowy, struktury i dynamiki lasów pierwotnych (Korpel 1989, 1995; Jaworski 2004; Brzeziecki 2008). Teoretycznie przebudowa drzewostanów ma na celu pełne dostosowanie składu gatunkowego drzewostanów do warunków siedliska, a rozwój lasu powinien wynikać z naturalnego następstwa po sobie procesów odnawiania, ukierunkowanych przez priorytetową funkcję lasu (Banaś 2010). W Polsce dotyczy to głównie drzewostanów, w których na siedliskach lasów liściastych i mieszanych protegowane były monokultury świerkowe w górach lub sosnowe na niżu i pogórzu. Skutki tamtych działań gospodarki leśnej współcześnie wymagają środków zaradczych w postaci przebudowy drzewostanów (Myczkowski 1958; Barć 2004). Negatywne skutki zrębów zupełnych w postaci: erozji, przyspieszonego spływu powierzchniowego, wypływania koryt potoków, a w rezultacie gwałtownych przyborów wód powodziowych, powinny być wystarczającym powodem do podejmowania szczególnie przemyślanych i ekologicznie uzasadnionych decyzji, przede wszystkim na obszarach górskich, gdzie leśna szata roślinna ma szczególne znaczenie ochronne (Twaróg 1984; Radecki-Pawlik 2003).



Ryc. 6. Spadek udziału gatunków acidofilnych po wycięciu drzewostanu świerkowego.
Fig. 6. Decline of acidophilous species after clear-cutting of the spruce tree stand: acidophilous – acidophilous, nieacidofilne – non-acidophilous species.

Tabela 2. Porównanie średnich rocznych stężeń jonów w roztworach glebowych w latach 1994 i 2007 [mg/dm³].

Table 2. Comparison of mean annual concentrations of ions in soil solutions in years 1994 and 2007 [mg/dm³].

Roztwór glebowy <i>Soil solution</i> 25 cm	pH	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Mn ²⁺	Zn ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
1994	4,4	2,7	1,8	3,6	20,1	0,4	0,1	1,1	2,6	0,5	1,7
2007	6,4	2,0	2,3	3,5	13,9	0,1	0,2	1,3	8,3	2,4	1,4
Roztwór glebowy <i>Soil solution</i> 50 cm	pH	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Mn ²⁺	Zn ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
1994	4,3	2,9	1,1	4,1	18,7	0,4	0,1	1,1	2,2	0,5	1,2
2007	5,8	1,8	1,2	2,5	13,2	0,1	0,1	1,1	6,6	2,7	1,8

Tabela 3. Porównanie rocznych ładunków w opadzie podkoronowym w latach 1994 i 2007 [kg/ha].

Table 3. The comparison of annual deposits in under-canopy fall in years 1994 and 2007 [kg/ha].

		SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	S-SO ₄	N-tot	Mn ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	K ⁺	Zn ²⁺	Pb ²⁺	Cd ²⁺
		kg/ha												g/ha	
Rok / Year	1994	143,4	46,3	30,0	47,8	33,8	2,3	5,5	24,4	3,4	3,8	39,7	0,6	160,1	8,1
	2007	59,7	43,0	19,7	19,9	25,1	0,8	9,4	21,5	4,2	1,8	16,9	0,7	147,7	4,3

Tabela 4. Cechy profilu glebowego.

Table 4. Features of soil profile.

Lokalizacja profilu <i>Profile location</i>	Poziom genetyczny <i>Genetic level</i>	Głębokość [cm] <i>Depth [cm]</i>
Stok – dolina Wilczego Potoku <i>Slope – the Wilczy stream valley</i>	AH	2-7
	A1A2	7-19
	A2B	19-37
	B(B)	37-66
	BC	66-81

W Brennej Leśnicy drzewostan na powierzchni badawczej był wycinany stopniowo. Wycinka nie wyeliminowała głównych gatunków budujących runo. Równowaga biologiczna zbiorowiska została naruszona dopiero przez dopływ diaspor gatunków obcych dla zbiorowisk leśnych. Niestety, wskutek działań gospodarczych wypadły takie cenne gatunki wskaźnikowe, jak: *Huperzia selago* czy *Galium rotundifolium*. *Dryopteris dilatata* wyraźnie zmniejszył liczebność na rzecz *Calamagrostis arundinacea* czy *C. villosa*. Pojawiły się heliofity – w tym gatunki porębowe: *Chamaenerion angustifolium*, *Senecio ovatus*, *S. sylvaticus*, *Calamagrostis epigeios*, *Digitalis purpurea* oraz gatunki synantropijne: *Cirsium arvense* czy *Urtica dioica*. Obsiały się *Betula pendula*, *Populus tremula* i *Salix silesiaca*. W ostatnim roku lista florystyczna analizowanej fitocenozy wzbogaciła się m.in. o *Veronica montana*.

Pozytywnym przejawem przemian tej fitocenozy jest znaczące, naturalne odnowienie świerka (prawie 70% frekwencji osobników tworzących podrost) i buka (44%), przy nalocie rzędu 30% dla obu gatunków. Najślabiej odnawia się jodła. Jednak to ona, korzystając z osłony światłoządnego świerka i znoszącego okresowe ocienienie buka (Białobok 1983) i wspomaganie ze strony człowieka, tworzy najbardziej naturalny komponent fitocenozy.

Przedstawione w niniejszej pracy wyniki analizy przemian w strukturze jednej fitocenozy leśnej wyraźnie ilustrują, jak znaczącym zaburzeniem dla tejże fitocenozy jest nagła zmiana warunków środowiskowych wywołana wycięciem drzewostanu, oraz jak rozciągnięty w czasie jest proces jej powracania do względnej równowagi biologicznej. Biorąc pod uwagę naturalne procesy sukcesyjne, wprowadzenie sosny jako gatunku przedplonowego (który z założenia będzie usuwany) między dobrze, naturalnie odnawiające się podrosty bukowo-świerkowe, z pominięciem jodły, w tym konkretnym przypadku jest raczej dyskusyjne.

W spontanicznie kształtującej się fitocenozie sosna jest dodatkowym konkurentem o zasoby siedliska i o światło. Jako drzewo iglaste jest też gatunkiem cieniodajnym i stosowanie jej jako osłony dla światłożądnego w początkowym okresie rozwoju świerka, również wydaje się niecelowe. W miarę rozwoju nalotów i podrostów, których głównymi składnikami są świerk i buk, z nieznacznym udziałem jodły, wspomniane wcześniej liściaste gatunki przedplonowe wypadłyby ze składu gatunkowego w sposób naturalny. Sosna w tym wypadku będzie musiała zostać wycięta. Zabieg ten spowoduje ponowne zaburzenie równowagi biologicznej (runa w szczególności), a zrywka naruszy strukturę ściółki i gleby, dając możliwość pojawienia się gatunkom synantropijnym i obcym dla fitocenz leśnych. Zatem wprowadzenie sosny, zamiast jodły na wysokości 660 m n.p.m. w dolinie Wilczego Potoku w Beskidzie Śląskim, przy obfitym odnawianiu się świerka i buka – naturalnych towarzyszy jodły – wydaje się nieuzasadnione.

Sosna, wraz z brzozą, limbą, świerkiem i olszą przetrwała w Karpatach Zachodnich okres ostatniego zlodowacenia (Obidowicz 2004). W szczególności w starszym holocenie (ok. 10 000 lat temu) występowała w górach dużo częściej niż obecnie (Obidowicz 1996), a jej zasięg po ustabilizowaniu się warunków klimatycznych w tej części Europy, przesunął się z terenów górskich na niż. Sosna przetrwała jako relikwit klimatyczny w Tatrach, Pienińskim Pasie Skalkowym, na Sądectczyźnie (Zajączkowski 1936, 1949; Zarzycki 1982; Holeksa 1992; Zwijacz-Kozica 1998). Na obszarze sąsiadującym z Beskidem Śląskim pozostała w postaci „małych lasków sosnowych” w Kotlinie Żywieckiej w rejonie: Kocierza, Gilowic i Ślemienia (Zajączkowski 1936; Myczkowski 1958). Trzeba jednak pamiętać, że „relikwitowy” charakter wielu jej stanowisk jest dyskusyjny (Zwijacz-Kozica 1998). Pasterstwo, hutnictwo i górnictwo przyczyniły się bowiem do powstania siedlisk, które sosna mogła zająć tylko dlatego, że w ciągu ostatnich kilkuset lat, z pomocą człowieka, pokonała jodłę czy buka na zubożałych siedliskach.

Praktyka leśna wskazuje jednak, że sosna jest odporniejsza na szkody mrozowe niż jodła (Białobok 1983; Feliksik 1990). Za sosną przemawia i to, że zgryzanie i spalowanie jodły przez jeleniowate jest ogromnym problemem w odnawianiu jodły, zarówno w lasach gospodarczych, jak i na obszarach chronionych (Jaworski, Skrzyszewski 1995); niekiedy zniszczenia mogą dochodzić nawet do 100% (Motta 1996). Dzieje się tak szczególnie wtedy,

gdy w środowisku brakuje drapieżników – naturalnych wrogów jeleniowatych. Przykładowo w latach 1970–1990 zagroziło to nalotom i podrostom jodłowym w Babiogórskim PN (Jaworski 2004), a także poważnie skomplikowało przebudowę porolnych (i w znacznym stopniu zamierających) sośnin na jedliny lub drzewostany mieszane w Magurskim PN (Jamrozy, Tomek 1996). Zagrożenie jodły przez zgryzanie i spalowanie może być jednak obniżone w wyniku sprzyjających okoliczności (tzw. *windows of opportunity* – Senn, Suter 2003), spowodowanych czasowym obniżeniem liczebności jeleniowatych. Niesprzyjający okres dla odnowienia jodły może obejmować nawet kilka dekad pomiędzy skutecznym odnowieniem, a mimo to być wystarczającym dla zachowania funkcjonalnej integralności lasu. Zatem jodła jako modelowy gatunek konfliktu przebiegającego na linii hodowla lasu – jeleniowate, być może nie jest bez szans; potrzebuje jedynie większej skali przestrzennej i czasowej dla odnowienia, silniej fluktuującego w porównaniu z innymi gatunkami leśnymi (Senn, Suter 2003).

Sosna jako przedplon była i jest dość często wykorzystywana w praktyce leśnej. Sprawdzała się wielokrotnie jako gatunek osłonowy dla jodły. Nawet w bieszczadzkich lasach, które znajdują się w optymalnym stadium rozwoju, stosowano sosnowe podsadzenia mimo, iż zróżnicowanie odnowień obejmuje tam aż 12 gatunków, a część z nich to typowe gatunki sukcesyjne (iwa, osika, brzoza – Kucharzyk, Przybylska 1997). Sosna i modrzew były celowo wprowadzane w Bieszczadach Zachodnich jako przedplony, jeszcze przed utworzeniem Bieszczadzkiego Parku Narodowego, w latach 60. i 70. ubiegłego wieku. Po utworzeniu Parku Michalik i Szary (1997) sugerowali przebudowę 20–35 letnich wówczas upraw sosny i modrzewia w kierunku lasów liściastych i mieszanych.

Dobre odnowienie buka może być przejawem zjawiska globalnego ocieplenia (Fabijanowski, Jaworski 1996). Przewidywane zmiany klimatu wpłyną na gatunki niżowe i niższych położen górskich. Będą miały one większe szanse rozszerzania zasięgu wraz ze wzrostem wysokości n.p.m., tym samym zasięg gatunków dolno- i górnoreglowych przesunie się w wyższe położenia, natomiast zasięg gatunków wysokogórskich wyraźnie się zmniejszy (Inouye i in. 2002).

Beskid Śląski, podobnie jak Bieszczady, położony jest w zasięgu naturalnego występowania buka, jodły i świerka – głównych gatunków tworzących lasy Karpat – oraz biocenotycznie cennych domieszek: jesionu, jaworu i wiązu (Przybylska, Banaś 1997; Kucharzyk, Przybylska 1997). Jak podaje Jaworski (2004), analiza wszystkich karpaccich lasów o charakterze pierwotnym wskazuje na dominację podrostu buka nad jodłą – drugim gatunkiem klimaksowym w reglu dolnym (Jaworski i in. 1994; Jaworski, Paluch 2001).

Tak, jak w reglu górnym rolę gatunku osłaniającego dla odnowienia świerkowego doskonale spełnia jarzab pospolity (Holeksa 1998; Przybylska, Bujoczek 2006), tak w reglu dolnym rolę tę z powodzeniem pełnić mogą inne drzewa liściaste (*Betula pendula*, *Salix caprea*, czy *Populus tremula*), które skutecznie koloni-

zują nawet obszary popastwiskowe, jak np. te w uroczysku Żydowskie, Magurskiego PN. Można dyskutować: czy różnica 1,3% na korzyść sosny (wg liczby drzew) między samosiewem sosnowym (8,5%), a brzoźowym (7,2%), (Przybylska i in. 2006) – to dużo czy mało, zważywszy na bezkosztowe i bezszkodowe odnowienie z samosiewu? W Beskidzie Śląskim poniesiono jednak koszty hodowlane i te, związane z nasadzeniami sosny, choć kilka gatunków naturalnych przedplonów (*Betula pendula*, *Populus tremula*, *Salix caprea*, *S. silesiaca*) już pojawiło się na analizowanej przez nas powierzchni. Rolę tych gatunków w pełni doceniali ci leśnicy, zajmujący się przebudową drzewostanów, którzy mieli możliwość obserwacji na zrębach wojennych skutecznych odnowień naturalnych złożonych z: buka, iwy, jaworu, jarzębiny, jodły, świerka i krzewów (Szwab 1958).

Analiza chemiczna wód opadowych oraz roztworu glebowego z dwóch poziomów głębokości wykazała w większości przypadków tendencję spadkową w dopływie zanieczyszczeń, oraz wzrost wartości pH, co wpłynie w przyszłości korzystnie na żyzność siedliska. Ta tendencja sprzyja jodle, która dobrze odnawia się zarówno na glebach o odczynie silnie kwaśnym, jak i zbliżonym do obojętnego. Ponadto, przywiązana jest do gleb średnio żyznych i żyznych; o składzie granulometrycznym gleb gliniastych i ilastych; świeżych, wilgotnych lub nawet mokrych; ze średnią i wysoką zawartością substancji organicznych w glebie (Białobok 1983).

W Bieszczadach (Skiba i in. 1998) na glebach brunatnych kwaśnych stwierdzono występowanie różnych zbiorowisk roślinnych z domieszką jodły: *Luzulo nemorosae-Fagetum* (na piaskowcach ciśnieńskich), *Dentario glandulosae-Fagetum festucetosum drymeiae* (na piaskowcach otryckich), *Abieti-Piceetum montanum* (na piaskowcach krośnieńskich). W naturalnych warunkach *Abieti-Piceetum montanum* wykształca się w wyższych położeniach regla dolnego Karpat, na siedliskach kwaśnych w miejscach podatnych na bielcowanie. Na obszarze Beskidu Śląskiego jego typowe fitocenozy występują zwykle na piaskowcach godulskich, które tu przeważają. Wiele cennych płatów tego zespołu zachowanych zostało w rezerwatach: „Barania Góra”, „Stok Szyndzielni”, „Kuźnie” oraz w Pasmie Stożka i Czantorii, ale wiele płatów ma również pochodzenie antropogeniczne (Wilczek 1995, 2006).

Analiza składu gatunkowego nie pozwoliła jednoznacznie określić, jakie zbiorowisko leśne występowało na obszarze badań przed nasadzeniem monokultury świerkowej. Gatunki diagnostyczne *Luzula luzuloides* (Ch. Ass. *L.l.-F* i Ch. All. *Fagion*) i *Galium rotundifolium* (D.S.All. *Galio-Abietenion*, ale i Ch. All. *Vaccinio-Piceion*) były obecne w runie w początkowej fazie badań. Jak twierdził Zarzycki (1963) – na podstawie danych glebowych i florystycznych, lasy bukowe są nie do odróżnienia od lasów jodłowych i bukowo-jodłowych. Jest to tym trudniejsze, że po latach destrukcyjnego wpływu środowiska na siedlisko (kwaśne deszcze, dopływ metali ciężkich, zapylenie) oraz oddziaływania monokultury świerkowej – jodła, jako gatunek najbardziej wrażliwy, mogła ustąpić.

W Beskidzie Małym, sąsiadującym od NE z Beskidem Śląskim i stanowiącym jego geologiczne przedłużenie, Myczkowski (1958) prawie nie spotykał większych skupień samosiewnych podrostów jodłowych w zbiorowiskach antropogenicznych (tj. w nasadzanych świerczynach), na zrębach czy płazowiznach. Jedynie lokalnie, nad potokami i w niższych położeniach, u podnóży stoków, obserwował on występowanie gęstych młodników jodłowych. Również Wilczek (1995) zauważył znacznie mniejszy udział jodły w drzewostanie *Abieti-Piceetum montanum* Beskidu Śląskiego i jej słabe odnowienie w fitocenozach tego zespołu, w porównaniu z innymi rejonami Karpat. Wykazał także istotne podobieństwa *Abieti-Piceetum montanum* Beskidu Śląskiego do fitocenozy sudeckich, podobnie jak W. i A. Matuszkiewiczowie (1973). W naszym przypadku te nawiązania potwierdza udział w runie *Galium saxatile*. W Sudetach, w przeciwieństwie do Karpat, przeważa siedlisko LMG nad LG, BMG, LMWyż i BG (Boratyński i Filipiak 1997; Filipiak 2006) i tam podjęto restytucję jodły na dużą skalę, pokonując trudności związane z pozyskaniem materiału rodzicielskiego o znanej proveniencji (Barzdajn 2000).

Jodła jest w Europie traktowana jako gatunek wyjątkowo wartościowy w pełnieniu różnorodnych funkcji ochronnych w lasach górskich (Mayer 1979; Białobok 1983; Ammer 1996; Zawada 2001; Senn, Suter 2003), np. w procesie stabilizacji gleby (ma najgłębszy system korzeniowy ze wszystkich drzew właściwych lasom środkowoeuropejskim) i retencji wodnej (ma najwyższy wskaźnik intercepcji). Jest także znacznie bardziej odporna na wiatrolomy i kornika drukarza (*Ips typographus*) w porównaniu ze świerkiem, co w znaczący sposób podnosi odporność i zdolności regeneracyjne lasów z jej udziałem (Brang 2001). Cechy te szczególnie doceniane są w dolinach alpejskich (Senn, Suter 2003). W Karpatach znane jest przywiązanie jodły do wilgotniejszych, głębokich dolin i do zboczy północnych (Zarzycki 1963). Wprawdzie inne badania nie wykazują już tak prostej zależności od wystawy (Kucharzyk 1996, Chwistek i in. 1997, Podlaski 2000, Barć 2002), to jednak dolina potoku zapewnia jodle odpowiedni, wilgotny mikroklimat. A zatem, głęboko wcięte doliny potoków mogą okazać się potencjalnie najlepszymi miejscami do podsadzania jodły w niższych położeniach regla dolnego Karpat.

Obserwowany w dolinie Wilczego Potoku w Brennej Leśnicy znacznie mniejszy udział jodły w naturalnym odnowieniu na siedlisku LMG, może być zatem swoistą cechą analizowanej fitocenozy, zgodną z tendencją obserwowaną w całym Beskidzie Śląskim. Jedynie nieznaczne wspomaganie jodły przez podsadzenie byłoby zabiegiem zgodnym z praktyką leśną zalecaną w ramach półnaturalnej hodowli lasu, albowiem wprowadzanie jodły do drzewostanów górskich ma kluczowe znaczenie dla ochrony jej górskiego zasięgu oraz zasobów genowych, a także wnosi znaczący wkład w proces stabilizowania struktury przyszłych lasów górskich (Hofmeister i in. 2008). Tylko takie lasy mają bowiem szansę by spełnić wymagania stawiane gospodarce leśnej przez środowisko, społeczeństwo i ekonomię.

Podsumowanie i wnioski

1. Wycięcie drzewostanu w Brennej Leśnicy naruszyło równowagę biologiczną fitocenozy, nie wyeliminowało jednak głównych gatunków runa, budujących ją przed tym zaburzeniem.

2. Fitocenoza na drodze naturalnie uruchomionych procesów sukcesyjnych ulega przemianom w kierunku zbiorowiska zgodnego z potencjałem siedliska. Posażenie sosny może zaburzyć ten proces i wymusi w przyszłości kolejne zaburzenie związane z usuwaniem sosny ze składu gatunkowego drzewostanu.

3. Warunki środowiskowe (w tym obniżenie dopływu zanieczyszczeń i stopnia zakwaszenia podłoża), warunki mikroklimatyczne oraz orograficzne wyraźnie sprzyjają hodowli jodły w dolinie Wilczego Potoku.

4. Relatywnie mniejszy udział jodły w lasach Beskidu Śląskiego wskazuje, że potrzebne jest zaledwie niewielkie wspomaganie hodowlane, by zachować charakter fitocenozy zarazem zgodny z siedliskiem, jak i zbliżony do oczekiwanego w dolnym reglu Karpat.

Podziękowanie

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2009–2012, grant nr NN309 193037, jako projekt badawczy.

Literatura

- Ammer C. 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *For. Ecol. Manage.* 88: 43–53.
- Banaś J. 2010. System planowania urzędniowego w lasach różnowiekowych. *Sylwan* 154 (7): 456–462.
- Barć A. 2002. Rozmieszczenie, udział ilościowy i żywotność jodły pospolitej *Abies alba* MILL. w zbiorowiskach leśnych Beskidu Małego. Praca doktorska, msc, KGiOP UŚ, Katowice, 180 ss.
- Barć A. 2004. Forest communities with silver fir *Abies alba* Mill. participation versus forest habitat types in the area of the Beskid Mały Range. W: *Coniferous forest vegetation – differentiation, dynamics and transformations* (red. A. Brzeg, M. Wojterska). *Wyd. Nauk. UAM Poznań, Ser. B*, 69: 313–318.
- Barzdajn W. 2000. Strategia restytucji jodły pospolitej (*Abies alba* Mill.) w Sudetach. *Sylwan* 144 (2): 63–76.
- Białobok S. (red). 1983. Jodła pospolita *Abies alba* Mill. *Nasze drzewa leśne. Mon. popularnonauk. T. 4.* PWN. Warszawa–Poznań, 566 ss.
- Boratyński A., Filipiak M. 1997. Jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) w Sudetach – rozmieszczenie, warunki występowania, stan zachowania drzewostanów. *Arbor. Kórnickie* 42: 19–183.
- Brang P. 2001. Resistance and elasticity: promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *For. Ecol. Manage.* 145: 107–119.

- Brzeziecki B. 2008. Podejście ekosystemowe i półnaturalna hodowla lasu (w kontekście zasady wielofunkcyjności lasu). Stud. i Mater. Centr. Eduk. Przyr.-Leś. R. 10,3 (19): 41–54.
- Burtanówna J., Konior K., Książkiewicz M. 1937. Mapa geologiczna Karpat Śląskich. PAU. Kraków, 104 ss.
- Chwistek K., Czarnota P., Loch J. 1997. Distribution, structure and dynamics of the European silver fir *Abies alba* Mill. in the Gorce National Park. Ochrona Przyr. 54: 15–25.
- Fabijanowski J., Jaworski A. 1996. Kierunki postępowania hodowlanego w lasach karpaccich wobec zmieniających się warunków środowiska. Sylwan 140 (8): 75–98.
- Feliksik E. 1990. Badania dendroklimatologiczne dotyczące jodły (*Abies alba* Mill.) występującej na obszarze Polski. Zesz. Nauk. AR, Kraków 151: 1–106.
- Filipiak M. 2006. Funkcjonowanie *Abies alba* (*Pinaceae*) w warunkach silnej antropopresji w Sudetach. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 13 (1): 113–138.
- Hofmeister Š., Svoboda M., Souček, Vacek S. 2008. Spatial pattern of Norway spruce and silver fir natural regeneration in uneven-aged mixed forest of northeastern Bohemia. J. For. Sci. 54 (3): 92–101.
- Holeksa J. 1992. Rodzime drzewa tatrzańskie. Sosna zwyczajna. Taty 3: 6–7.
- Holeksa J. 1998. Rozpad drzewostanu i odnowienie świerka a struktura i dynamika karpacciego boru górnoreglowego. Monogr. Bot. 82, 209 ss.
- Inouye D.W., Barr B., Armitage K. B., Inouye B.D. 2002. Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 97: 1630–1633.
- Jamroz G., Tomek A. 1996. Jeleniowate w Magurskim Parku Narodowym: liczebność presja na zbiorowiska roślinne, propozycje zasad postępowania. Roczniki Bieszczadzkie 5: 133–146.
- Jaworski A. 2004. Badania nad budową, dynamiką i strukturą lasów o charakterze pierwotnym i ich znaczenie w kształtowaniu modelu gospodarki leśnej w górach. Roczniki Bieszczadzkie 12: 103–139.
- Jaworski A., Karczmarz J., Skrzyszewski J. 1994. Dynamika, budowa i struktura drzewostanu w rezerwacie „Łabowiec”. Acta Agr. Silv. Ser. Silv. 32: 3–26.
- Jaworski A., Skrzyszewski J. 1995. Budowa, struktura i dynamika drzewostanów dolnoreglowych o charakterze pierwotnym w rezerwacie Łopuszna. Acta Agr. Silv. Ser. Silv. 33: 3–37.
- Jaworski A., Paluch J. 2001. Structure and dynamics of the lower mountain zone forests of primeval character in the Babia Góra Mt National Park. J. For. Sci. 47 (2): 60–74.
- Kawecki W. 1939. Lasy Żywiecczyzny, ich teraźniejszość i przeszłość (zarys monograficzny). Prace Roln. – Leśne PAU 35. Kraków, 174 ss.
- Koczwara M. 1930. Szata roślinna Beskidu Ustrońskiego. Wyd. Muz. Śląsk. w Katowicach. Dział III(1): 5–66.
- Kornaś J. 1955. Charakterystyka geobotaniczna Gorców. Monogr. Bot. 3, 216 ss.
- Korpeľ Š. 1989. Pralesy Slovenska. Veda, Bratislava, 329 ss.
- Korpeľ Š. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 310 ss.
- Kucharzyk S. 1996. Zróżnicowanie drzewostanów buczyny karpacciej *Dentario glandulosae-Fagetum* w Bieszczadzkim Parku Narodowym w gradiencie wysokościowym. Roczniki Bieszczadzkie 5: 49–68.

- Kucharzyk S., Przybylska K. 1997. Skład gatunkowy i struktura drzewostanów w Bieszczadzkiem Parku Narodowym oraz monitoring tendencji dynamicznych. *Roczniki Bieszczadzkie* 6: 147–175.
- Kulig L. 1973. Lasy susko-ślepieńskie w połowie XIX w. i obecnie. *Sylvan* 117 (2): 79–88.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN. Warszawa, 537 ss.
- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz A. 1973. Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski. Cz. 1. Lasy bukowe. *Phytocoenosis*, 2 (2): 143–201.
- Mayer H. 1979. Zur waldbaulichen Bedeutung der Tanne im mitteleuropäischen Bergwald. *Forst- u. Holzwirt*, 34: 333–354.
- Michalik S., Szary A. 1997. Zbiorowiska leśne Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Monografie Bieszczadzkie* 1: 1–175.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering Plants and Pteridophytes of Poland. A Checklist. Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków, 442 ss.
- Motta R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *For. Ecol. Manage.* 88: 93–98.
- Myczkowski S. 1958. Ochrona i przebudowa lasów Beskidu Małego. – Protection and conservation of woodlands in the Beskid Mały Mountains. *Ochrona Przyr.* 25: 141–237.
- Nyrek A. 1975. Gospodarka leśna na Górnym Śląsku od poł. XVII do poł. XIX w. *Prace Wrocław. Tow. Nauk., Ser. A*, 168: 29–97.
- Obidowicz A. 1996. 13000 lat historii lasów tatrzańskich. *Wierchy* 61: 103–114.
- Obidowicz A. 2004. Holocena historia roślinności Babiej Góry. W: (red. B.W. Wołoszyn, A. Jaworski, J. Szwagrzyk). Babiogórski Park Narodowy. *Monogr. Przyr.* Wyd. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Babiogórski Park Narodowy, Kraków: 423–428.
- Podlaski R. 2000. Wpływ wybranych czynników orograficznych na żywotność jodły (*Abies alba* Mill.), buka (*Fagus sylvatica* L.) i sosny (*Pinus sylvestris* L.) w Świętokrzyskim Parku Narodowym. *Sylvan* 144 (12): 77–81.
- Przyboś K. 1995. Dzieje Karpat Polskich. W: (red. J. Warszyńska). *Karpaty Polskie. Przyroda, człowiek i jego działalność*. UJ Kraków. ss. 147–168.
- Przybylska K., Banaś J. 1997. Lasy bieszczadzkie, ich stan i kierunki zagospodarowania. *Sylvan* 141(8): 61–70.
- Przybylska K., Bujoczek L. 2006. Procesy odnowieniowe w reglu górnym Gorczańskiego Parku Narodowego. *Ochrona Besk. Zach.*, 1: 109–123.
- Przybylska K., Zięba S., Pyzik B. 2006. Swoista postać popastwiskowej buczyny w Magurskim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 95–104.
- Radecki-Pawlik A. 2003. Wzrost splywu powierzchniowego z terenu zlewni jako jedna z przyczyn powstawania wezbrań i powodzi. *Gosp. Wod.* 4: 154–159.
- Senn J., Suter W. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *For. Ecol. Manag.* 181: 151–164.
- Skiba S., Drewnik M., Prędko R., Szmuc R. 1998. Gleby Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Monografie Bieszczadzkie* 2: 1–88.
- Stanisz A. 2007. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem Statistica PL na przykładach z medycyny. T. 3. Analizy wielowymiarowe. StatSoft Wyd., Kraków. 499 ss.

- Staszewski T. 2004. Reakcja drzewostanów świerkowych na depozycję zanieczyszczeń powietrza. Prace nauk. UŚ, nr. 2207. Wyd. UŚ. Katowice. 151 ss.
- Staszewski T., Łukasik W., Godzik S., Szdziej J., Uziębło A. K. 1998. Climatic and air pollution gradient studies on coniferous trees health status, needles wetability and chemical characteristics. *Chemosphere*, 36 (4–5): 901–905.
- StatSoft, Inc. 2010. STATISTICA (data analysis software system), version 9. www.statsoft.com.
- Szdziej J. 1999. Próba określenia zależności pomiędzy uszkodzeniami lasów a zanieczyszczeniem powietrza na przykładzie badań w rejonie Brennej (Beskid Śląski). Praca doktorska, msc., UŚ Katowice.
- Szwab A. 1958. Uwagi na temat odnowienia świerka w górach. *Sylvan* 102 (4): 54–61.
- Twaróg J. 1984. Wodochronne i glebochronne znaczenie lasów górskich. *Sylvan* 12: 17–25.
- Vogt R.D., Godzik S., Kotowski M., Niklińska M., Pawłowski L., Seip H.M., Sienkiewicz J., Skotte G., Staszewski T., Szarek G., Tyszka J., Aagard P., 1994. Soil, soil water and stream water chemistry at some Polish sites with varying acid deposition. *J. Ecol. Chem.*, 3 (3): 325–356.
- Wilczek Z. 1995. Zespoły leśne Beskidu Śląskiego i zachodniej części Beskidu Żywieckiego na tle zbiorowisk leśnych Karpat Zachodnich. Prace naukowe UŚ nr 1490, Wyd. UŚ, Katowice, ss. 129.
- Wilczek Z. 2006. Fitosocjologiczne uwarunkowania ochrony przyrody Beskidu Śląskiego (Karpaty Zachodnie). Prace nauk. UŚ nr 2418, Wyd. UŚ, Katowice, 223 ss.
- Zajączkowski M. 1936. O południowej granicy zasięgu sosny pospolitej w Polsce i o występowaniu reliktovej sosny w Karpatach polskich. Prace Roln. – Leśne PAU 20, Kraków, 51 ss.
- Zajączkowski M. 1949. Studia nad sosną zwyczajną w Tatrach i Pieninach. Prace Roln. – Leśne PAU 45, Kraków.
- Zarzycki K. 1963. Lasy Bieszczadów Zachodnich. *Acta Agr. Silv.*, Ser. Leś. 3:4–132.
- Zarzycki K. (red.) 1982. Przyroda Pienin w obliczu zmian. *Studia Naturae*. Ser. B, 30: 1–578.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Różański W., Szeląg Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. W. Szafer Institute of Botany Polish Academy of Sciences. Kraków, 183 ss.
- Zawada J. 1978. Przyrostowe objawy regresji jodły. *Sylvan* 122 (12): 7–16.
- Zawada J. 2001. Przyrostowe objawy rewitalizacji jodły w lasach Karpat i Sudetów oraz wynikające z nich konsekwencje hodowlane. *Pr. Inst. Bad. Leśn. Seria A 922*: 79–101.
- Zwijacz-Kozica T. 1998. Występowanie sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Parki Nar. Rez. Przyr.*, Białowieża 17 (2): 55–68.

Summary

Development of Silesian industry in 19th century became the reason of clear-cutting thousand hectares of forests. These were: beech, beech-fir and beech-fir-spruce forests of the primeval Carpathian tree stands within the area of the Western Carpathians. Monocultures of quickly growing spruce were planted instead. Spruce

seeds of alien origin were often used for establishment of artificial forests promoted by the economy. However, being not adapted to climatic-habitat conditions and the quality of these forests became getting worse because of local air pollution. In the effect of past and present clear-cuttings a necessity of restoration of completely destroyed tree stands emerged. Forest management activities should be directed into forests more diversified in species, structurally more complicated (uneven-aged) and better adapted to local conditions.

The floristic and soil studies on changes in permanent study plot in forest phytocoenosis in a 5-year time span were made in the Silesian Beskid Mts. from 1994 to 2011. In 2005 the artificial spruce *Picea abies* stand was clear-cut. However, despite abundant spruce and beech new-growth and up-growth, pine *Pinus sylvestris* was planted on the study plot in 2009. The paper presents the rate and direction of changes in the phytocoenosis under the influence of tree stand clear-cutting. Preliminary evaluation of management action, as well as indications of fir regeneration in the phytocoenosis are presented. In authors' opinion this is the most appropriate species for enrichment the future spruce-beech stand of the lower-montane zone located at western edge of fir range in the Western Carpathians.