

Zmiany roślinności w Pienińskim Parku Narodowym w świetle badań w latach 1965–2001 oraz próba prognozy wpływu zaporowych zbiorników wodnych na dynamikę zbiorowisk

Vegetation changes in the Pieniny National Park in the view of the investigations carried out in the period 1965–2001 and prognosis of the influence of water reservoirs on the dynamics of the communities

ELŻBIETA PANCER-KOTEJA

*Zakład Botaniki i Ochrony Przyrody, Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Wydział Leśny,
Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja, Al. 29-Listopada 46, 31-425 Kraków*

Abstract. The vegetation of the Pieniny National Park had changed remarkably over the period of 35 years before the reservoirs were completed. Most communities changed their area as well as floristic diversity. Nearly all changes were caused by various human activities and/or nature protection. Taking these points into consideration, it is presumed that the impact of water reservoirs on the vegetation of the Pieniny National Park (excluding river bank communities) is impossible to prove in the nearest future.

Key words: vegetation changes, repeated vegetation mapping, Czorsztyn-Sromowce Reservoir

WSTĘP

W połowie XX w., kiedy ważyły się losy budowy zbiorników wodnych na przedpolu Pienińskiego Parku Narodowego (PPN), trwała gorąca dyskusja czy – i w jakim stopniu – zbiorniki te zniszczą lub przekształcą przyrodę jednego z najcenniejszych chronionych obszarów Polski. Podjęto też wówczas liczne badania naukowe w celu ustalenia stanu przyrody Parku przed powstaniem zbiorników (Zarzycki 1982 i cytowana tam literatura).

Budowę zapory rozpoczęto w latach 1971–1975, jej ukończenie jednak znacznie się opóźniło i zbiorniki (o łącznej maksymalnej pojemności

około 240 mln m³ i ponad 13 km² powierzchni) wypełniono dopiero w latach 1994–1997 (Bajorek, Zielińska 2010; Jaguś, Rzętała 2010). Powtórzono wówczas szereg badań roślinności w celu określenia wielkości i kierunku zmian, zanim jeszcze nowopowstałe zbiorniki wodne mogły w sposób znaczący wpłynąć na szatę roślinną Parku. Większość wyników prac prowadzonych od początku lat 60. do końca XX w. została opublikowana (Kaźmierczakowa 2004a i cytowana tam literatura oraz szereg innych opracowań w różnych czasopismach naukowych).

Badania te miały różny zasięg i rozmaite cele bezpośrednie, od opisowych porównań roślinności prowadzonych w skali całego parku narodowego

lub nawet obszaru Pienin, po śledzenie rozmaitych czynników i zjawisk na wybranych obiektach. Do pierwszych należą fitosocjologiczne opisy zbiorowisk roślinnych Parku i mapy ich rozmieszczenia, a także monitorowanie zmian zachodzących w drzewostanach. Badania stacjonarne natomiast miały na celu przede wszystkim poznanie różnych aspektów funkcjonowania układów roślinnych lub wybranych populacji oraz szczegółowe śledzenie ich dynamiki. Z natury rzeczy, badania te miały walor wyjaśniający – choćby po części – przyczyny i mechanizmy zmian, a także stanowiły swego rodzaju weryfikację wyników ogólnych, opisujących zmiany całej roślinności.

Na podstawie przeprowadzonych porównań materiałów fitosocjologicznych można wskazać na następujące aspekty zmian roślinności:

- ekstynkcja wyróżnionych poprzednio zbiorowisk,
- powstawanie nowych syntaksonów,
- zmiany ogólnego areалу zbiorowisk,
- przechodzenie jednych zbiorowisk w inne,
- zmiany wewnętrzne syntaksonów.

Powyższe zagadnienia są omawiane w przytoczonej poniżej literaturze. Niniejszy artykuł jest próbą podsumowania tego bogatego, lecz rozproszonego materiału, a także ma na celu poszukiwanie odpowiedzi na pytanie czy, i w jaki sposób, możemy szacować wpływ zbiorników wodnych – Czorszyńskiego i Sromowieckiego – na zbiorowiska roślinne Pienin.

UWAGI METODYCZNE

Jak już wspomniano, ogólny obraz zmian roślinności uzyskano dzięki badaniom fitosocjologicznym (metodą Braun-Blanqueta 1964) wykonanym w odstępnie około 35 lat, tj. w latach 1965–1968 oraz 1998–2001. W tym czasie granice Parku nieco się zmieniły, dlatego porównanie zasięgów zbiorowisk przeprowadzono tylko na części wspólnej obu map. Część ta objęła 93% obecnego stanu PPN, a zatem uzyskane wyniki można uznać za reprezentatywne dla całego obiektu badań. Dla niniejszego opracowania (także dla oszacowania wielkości arealów poszczególnych zbiorowisk) wykorzystano dane z porównania map numerycznych metodą

punktową. Wygenerowano w tym celu ponad 750 000 punktów, w których odczytano zbiorowisko na obu porównywanych mapach (Pancer-Koteja i in. 2009).

W czasie powtórnych badań, w latach 90. XX w., identyfikowano w terenie i dokumentowano zbiorowiska opisane poprzednio (w latach 60.), a ponadto wykonywano zdjęcia fitosocjologiczne w tych płatach, które nie odpowiadały diagnozie zbiorowisk wówczas wyróżnionych, a następnie przeprowadzono ich klasyfikację. W obu terminach roślinność kartowano w terenie w skali 1:5000, a mapy publikowano w skali 1:10 000.

Pomimo założonej jednolitości metod stosowanych w trakcie badań okazało się, że porównywanie wyników niesie szereg trudności natury metodycznej, które trzeba wyraźnie przedstawić.

Przede wszystkim ogólne lepsze rozeznanie zmienności szaty roślinnej w skali całego regionu ma niewątpliwie wpływ na wyróżnianie syntaksonów w danym obiekcie. Dzięki temu pojawienie się (lub brak) niektórych zbiorowisk na mapach, może wynikać z samego rozwoju fitosocjologii. Przy próbie ustalenia realnych zmian tę trudność usuwano poprzez ustalanie nazw synonimicznych albo przez odpowiednie łączenie zbiorowisk w syntaksony wyższego rzędu (Tab. I). Ta procedura pociąga za sobą utratę niektórych danych, lecz minimalizuje część błędów.

Ponadto skala mapy narzuca wielkość minimalną powierzchni kartowanej, stąd pojawienie się nowego zbiorowiska na mapie może oznaczać tylko powiększenie wielkości płatów istniejących poprzednio.

Głównym jednak źródłem błędów, zwłaszcza przy określaniu przemian konkretnych płatów roślinności, były niewątpliwie różnice w jakości podkładów, związane z rozwojem technik kartograficznych. Podkład z lat 60. XX w. był sporządzony na bazie mapy topograficznej wykonanej w latach 30., natomiast w latach 90. podstawą była aktualna ortofotomapa. Dzięki niej można było dokładniej określić granice lasu, lokalizować niewielkie leśne polany lub powierzchnie porośnięte krzewami itp. Zastabilizowana i dobrze oznakowana sieć powierzchni drzewostanowych

w układzie 200 × 200 m (Dziwolski 1980), założona w ogromnej większości kompleksów leśnych, znacznie ułatwiała orientację w terenie. Nowoczesna technika druku umożliwiła proste przeniesienie obrazu ze skali 1: 5000 na 1: 10 000, podczas gdy mapa roślinności sporządzona w latach 60. została przed drukiem nieco uproszczona. Tu jednak należy dodać, że – sądząc po zachowanych fragmentach brudnopisów mapy z lat 60. – różnice wypływające z tego uproszczenia są niewielkie, a na rezultacie kartowania znacznie bardziej zaważyły wspomniane różnice jakości podkładów.

Istotnym źródłem błędów może być również sam charakter kartowanych obiektów. Granica pomiędzy fitocenozą jest często płynna i z reguły tworzy dość szeroką strefę przejścia, dzięki czemu jej wyznaczenie przez kartującego jest w pewnym stopniu subiektywne. Przy powtarzaniu badań przesunięcie granic danego płatu sugeruje, że w danym miejscu nastąpiła zmiana pokrywy roślinnej, a im większe jest rozdrobnienie płatów, tym większy jest popełniany błąd (Pancer-Koteja i in. 2009).

Należy też wspomnieć, że przy ostatnim opracowaniu teren został prawdopodobnie spenetrowany dokładniej niż poprzednio. W latach 60. badania terenowe prowadziły cztery osoby przez 4 lata (Grodzińska i in. 1982), natomiast prace terenowe nad ostatnią mapą trwały wprawdzie trzy lata, lecz brało w nich udział 18 osób (Kazmierczakowa 2004a).

W przypadku zbiorowisk leśnych zdecydowano się też na pewną modyfikację zbioru danych w stosunku do metody klasycznej, a mianowicie około połowy zdjęć fitosocjologicznych rozmieszczono systematycznie, w węzłach sieci drzewostanowej, na trwale oznakowanych powierzchniach (100 m² każda); zdjęcia te reprezentują przede wszystkim leśne syntaksony najszerzej rozpowszechnione. Dla rzadszych zbiorowisk leśnych gromadzono dane w sposób klasyczny. Celem tego odstępstwa od zasad zbierania materiałów fitosocjologicznych było utworzenie niezależnej bazy danych do śledzenia zmian roślinności w dalszych latach. Metodycznie niejednolity zbiór danych utrudnia jednak ocenę wewnętrznych zmian niektórych jednostek leśnych.

OPIS ZMIAN ROŚLINNOŚCI

Przy prostym zestawieniu wyników zmiany roślinności wydają się być ogromne. Na mapie wykonanej w latach 60. XX w. podano rozmieszczenie 28 zbiorowisk różnej rangi, natomiast w latach 1998–2000 wyróżniono ich aż 57. Większość jednak zespołów opisanych bądź zidentyfikowanych w latach 60. w swojej postaci typowej, tj. zgodnej z podaną wówczas diagnozą, została potwierdzona na mapie z lat 90. Rozwój badań fitosocjologicznych natomiast przyczynił się do bardziej szczegółowego opisywania i wyróżniania niższych syntaksonów – podzespołów i wariantów. Ich pojawienie się na nowej mapie nie oznacza jednak, że powstały dopiero w ostatnich 30-tu latach.

Duże zmiany stwierdzono w zasięgach większości zbiorowisk – zarówno w sumarycznej powierzchni zajmowanych przez nie obszarów, jak i w lokalizacji płatów. Zmiany areału konkretnych płatów zachodzą oczywiście poprzez przechodzenie jednych zbiorowisk w inne. Udowodnienie i ilościowa charakterystyka tych przemian jest jednak z przyczyn metodycznych bardzo trudna.

Ekstynkcja zbiorowisk

W ciągu około 35 lat tylko jedno ściśle określone zbiorowisko – suche pastwisko *Carex caryophylla* – *Salvia verticillata* w całości uległo przekształceniu i obecnie brak go w granicach Parku. Przyczyną jest silne ograniczenie lub brak spasanania tych płatów roślinności. Nie stwierdzono jednak wyginięcia któregośkolwiek ze składników budujących suche pastwisko pienińskie.

Brak również obecnie zrębów określanych w latach 60. XX w. jako „zbiorowiska zrębowe *Atropetalia*”. Jest to zrozumiałe, skoro w lasach Parku nie prowadzi się gospodarki zrębowej, a wcześniej powstałe zręby lub wiatrowały skrupulatnie zalesiano (w części podlegającej ochronie czynnej).

Trzecim typem roślinności, którego nie zidentyfikowano w latach 90., są zarośla z wrześnią poprzednio ogólnie podane jako „zbiorowiska żwirowiskowe *Myricarietalia*”. Brak tu danych szczegółowych, lecz obserwacje florystyczne

potwierdzają wycofywanie się populacji wrześni *Myricaria germanica* i proces zarastania żwirowisk – zwieranie się lasków olchowych i zarośli wierzbowych na żwirowiskach Dunajca oraz przy ujściu większych potoków tam, gdzie września w latach 60. występowała dość obficie w towarzystwie wielu innych światłolubnych roślin (Kazmierczakowa 2004b). Zjawisko to ma charakter złożony i po części stanowi renaturalizację roślinności, ponieważ żwirowiska były jeszcze w latach 60. intensywnie spասane. Równocześnie jednak budowa zbiornika zmieniła reżim przepływu wód, przede wszystkim eliminując duże powodzie, które zapewniały powstawanie siedlisk otwartych, koniecznych dla rozwoju wrześni i innych typowo żwirowiskowych gatunków.

Do listy zbiorowisk nie skartowanych w latach 90. należy też dodać „fragmenty ziołorośli *Adenostyletalia*” – pięciu niewielkich płatów (w sumie 0,6 ha). Ze względu na brak odpowiedniej dokumentacji, nie można jednak ustalić statusu ani losów tego zbiorowiska. Nie potwierdzono też występowania *Fagetum carpaticum oxalidetosum*, a także zbiorowiska *Abies alba-Valeriana tripteris* – są to jednak przede wszystkim zmiany ujęcia klasyfikacyjnego tych zbiorowisk (Różański, Bodziarczyk 1995; Bodziarczyk, Pancer-Koteja 2004).

Zbiorowiska nowe lub podane po raz pierwszy dla Pienin w latach 90. XX w.

Pomijając zmiany nazewnictwa, lista syntaksonów, które pojawiają się na mapie z lat 90. (a brak ich na starszej mapie) liczy aż 16 zespołów lub zbiorowisk w tej randze oraz 6 niższych jednostek. Tylko jednak szuwar mozgi trzcinowatej *Phalaridetum arundinaceae* jest niewątpliwie nowym zbiorowiskiem. Mozga – gatunek dominujący w tym zespole, była przed kilkudziesięciu laty notowana jedynie na 6 stanowiskach (Zarzycki 1981). Obecnie fitocenozy tego zespołu występują wprawdzie na bardzo ograniczonej powierzchni (1,7 ha), lecz już w postaci kilkunastu płatów, a liczne obserwacje wskazują na jego rozprzestrzenianie się w dolinie Dunajca (Piątek, mat. npubl).

Pojawienie się części „nowych syntaksonów”, podobnie jak to jest w niektórych przypadkach

„zaginięcia”, to efekt zmian klasyfikacji zbiorowisk. Należą tu przede wszystkim lasy jodłowe z podzwiazku *Galio-Abietenion: Galio rotundifolii-Abietetum* i *Dryopterido dilatatae-Abietetum*, traktowane dawniej jako „fragmenty *Fagetum carpaticum*”. Podobnie podzespół *Dentario glandulosae-Fagetum abietetosum* i jego typowe warianty jest nie tyle nowy, ile inaczej zaklasyfikowany. Trzeba tu jednak dodać, że zauważenie i sklasyfikowanie tych układów jest zapewne również efektem procesów odradzania się (renaturalizacji) lasów, a przede wszystkim wypadania sztucznych świerczyn i odnawiania się jodły (Dziewolski 1987, 1991, 1992). Można zatem ich wyodrębnienie potraktować również jako swego rodzaju obraz przemian.

Do zbiorowisk, które raczej umknęły uwadze badaczy w latach 60., albo też zostały włączone do syntaksonów szerzej potraktowanych, należy kilka jednostek występujących obecnie w postaci nielicznych i niewielkich płatów: żwirowiskowe zbiorowiska z *Plantago intermedia* oraz *Calamagrostis pseudophragmites-Festuca rubra*, ponadto szuwały (*Sparganio-Glycerietum* i *Caricetum paniculatae*), a także nowo opisane zbiorowisko *Agropyron caninum-Eupatorium cannabinum*. Do tej grupy można też zaliczyć wariant jedliny karpackiej ze świerząbką *D. gl.-Fagetum abietetosum* var. *Chaerophyllum hirsutum*; występowanie tego zbiorowiska koncentruje się w Lasku, który w latach 60. leżał poza granicami PPN.

Udokumentowanym przykładem pomijania na starszej mapie zbiorowisk zajmujących niewielkie płaty są zespoły *Luzulo-Fagetum* i *Gymnocarpium robertiani* oraz zbiorowisko *Calamagrostis varia*, wszystkie trzy nieobecne na mapie z lat 60., natomiast podane w innych publikacjach (Pancer-Kotejowa 1973, Grodzińska 1982).

Pozostaje jednak kilkanaście zbiorowisk, obecnie zajmujących znaczne powierzchnie, dla których brak notowań z lat 60. Wydaje się, że we wszystkich tych przypadkach doszło raczej do ekspansji układów dawniej pominiętych, niż do powstania zupełnie nowych jednostek. Wśród zbiorowisk leśnych są to warianty buczyn i jedlin karpackich z dominacją miesięcznicy *Lunaria rediviva* – gatunku eutroficznego, dawniej rozpowszechnionego, lecz – jak się wydaje

– występującego mniej obficie. Podobnie mało wiarygodne jest powstanie „od zera” w ostatnich 35-ciu latach nowego zbiorowiska *Acer pseudo-platanus* – *Ranunculus lanuginosus* (Bodziarczyk 2004), którego gatunki diagnostyczne były od dawna w Pieninach częste lub pospolite, lecz prawdopodobnie bardziej rozproszone. Rozprzestrzenienie się wyżej wymienionych zbiorowisk można przynajmniej po części tłumaczyć eutrofizacją siedlisk leśnych oraz zalesianiem śródleśnych młak.

Pozostałe syntaksony z tej grupy rozpoznań obecnie „nowych” układów to przede wszystkim najrozmaitsze stadia sukcesyjne, jak np. kilka zbiorowisk zaroślowych z klasy *Rhamno-Prunetea* (Chećko, Szajda 2004), czy „łaki ziołoroślowe niższych położań” (Kaźmierczakowa i in. 2004). Powstanie tych zbiorowisk wiąże się z wycofaniem w wielu miejscach zabiegów gospodarczych. Szata roślinna Pienin od stuleci miała postać mozaiki upraw i zbiorowisk naturalnych, a zatem niewielkie płyty zarośli na miedzach, piarżyskach i brzegach lasów niewątpliwie były wówczas jej składnikiem. W okresach głodu ziemi starano się jednak maksymalnie ograniczać roślinność nieproduktywną gospodarczo, a większość łąk aż do lat 80. XX w. była koszona (Zarzycki, Kaźmierczakowa 2007).

Powstanie nowo opisanych zbiorowisk łąkowych (*Campanula patula* – *Trisetum flavescens* i *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis*) autorzy również wiążą ze zmianą sposobu użytkowania ziemi, przede wszystkim z przekształcaniem pól ornych, bądź zaniechaniem koszenia. Trudno przyjąć, by tego rodzaju sytuacje nie zdarzały się, choć tylko na niewielką skalę, w poprzednich dziesięcioleciach – na pewno stosowano ugorowanie. Należy sądzić zatem, że niewielkie płyty tego typu zbiorowisk występowały w latach 60. i zostały wówczas zignorowane.

Zmiany arealów zbiorowisk

Ogromna większość zbiorowisk wyraźnie zmieniła swój zasięg (Tab. I). Ogólna powierzchnia lasów zwiększyła się o ponad 390 ha, w tym zespołów „starych” (zidentyfikowanych w latach 60.) o 314 ha, co oznacza, że lesistość wzrosła głównie poprzez ekspansję układów już mniej

więcej ustabilizowanych florystycznie. Odwrotnie jest w przypadku zbiorowisk półnaturalnych. Sumaryczna powierzchnia łąk, pastwisk i młak wprawdzie nieznacznie wzrosła (o około 30 ha), lecz „stare zbiorowiska” obecnie zajmują mniej niż połowę (44%) dawnej powierzchni. Ubyło przede wszystkim zbiorowisk pól uprawnych – pozostało zaledwie 10% ich arealu z lat 60.

Największy przyrost powierzchni leśnej odnotowano dla typowej buczyny karpackiej oraz ciepłolubnej jedliny. Zwiększyła się również powierzchnia zajęta przez zespół *Phyllitido-Aceretum*; wynik ten zgodny jest z dobrze udokumentowanym zjawiskiem ekspansji głównych gatunków diagnostycznych tego zespołu – jawora i jęczynika (Bodziarczyk 2000; Dziewolski 1991). Zwiększyły też zasięg grądy i olszyna karpacka, są to jednak zbiorowiska zajmujące niewielkie powierzchnie, słabo ustabilizowane i silnie przekształcone przez dawne użytkowanie.

Ponad dwukrotnie zmalała powierzchnia zbiorowisk naskalnych, a ponad trzykrotnie zasięg muraw kserotermicznych, pomimo że (porównując powierzchnię zbiorowisk) włączono do tej grupy nowo opisany zespół zaroślowy *Bupleuro-Berberidetum*, który w latach 60. był wykształcony w postaci inicjalnej i traktowany jako wariant w obrębie muraw kserotermicznych (Kaźmierczakowa 2004c).

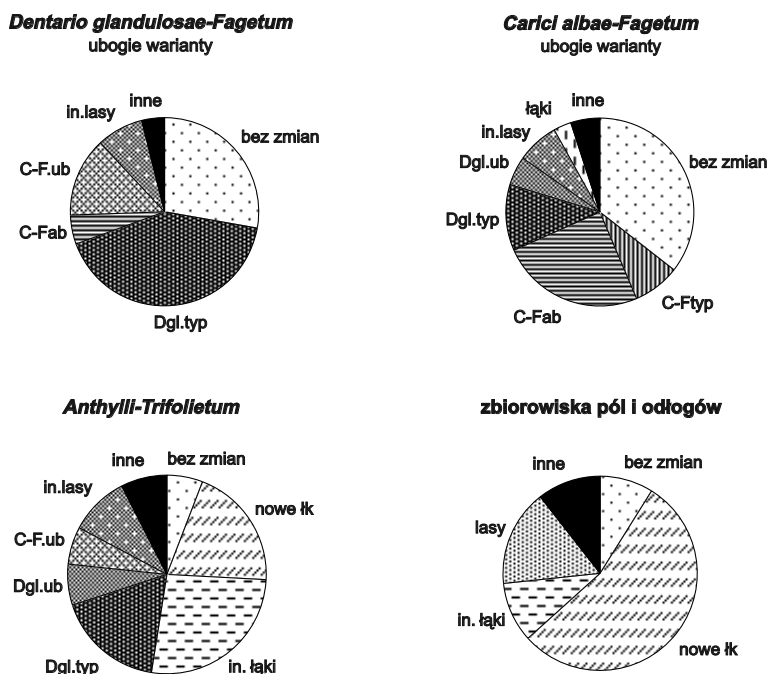
Wśród zbiorowisk łąkowych 10-krotnie zmniejszył się areal dominującego w latach 60. zespołu *Anthylli-Trifolietum*, natomiast znaczną powierzchnię zajęły nowe zbiorowiska, należące do tego samego związku *Arrhenatherion*, lecz florystycznie uboższe, pozbawione gatunków charakterystycznych (Kaźmierczakowa i in. 2004).

Przekształcenia danych zbiorowisk w inne syntaksony

Na podstawie porównania map starano się określić w sposób ilościowy zastępowanie się zbiorowisk, lecz z powodu rozmaitych metodycznych ograniczeń (omówionych powyżej), udokumentowano transpozycje zaledwie kilku syntaksonów, a mianowicie tych, dla których w latach 60. średnia powierzchnia płatów osiągała wielkość powyżej 1 ha. Są to: *Dentario glandulosae-Fagetum* – warianty typowe, *D. gl.-F.* – warianty florystycznie

Tabela I. Powierzchnia syntaksonów zidentyfikowanych na obu mapach: z lat 1965–1968 oraz 1998–2001**Table I.** The area of the syntaxa identified in both maps: made in 1965–1968 and 1998–2001 (Pancer-Koteja et al. 2009, zmienione – changed)

Numer zbiorowiska na mapie Number of mapped community			Roślinność – Community	Różnica – Difference			
w: – in:	w – in:	nowy new		ha	ha	ha	%
1968	2001			s-1966 r.	n-2001 r.	n – s	100 n/s
Lasy – forest							
1; 1+6	1; 2	1	<i>Carpinion</i>	4,9	16,7	11,9	344,1
8	3	2	<i>Alnetum incanae</i>	9,9	2,6	-7,3	26,3
9	4	3	<i>Caltho-Alnetum</i>	3,4	4,2	0,8	122,1
7	5	4	<i>Phyllitido-Aceretum</i>	21,8	72,0	50,2	330,1
2	6; 7;9–12	5	<i>Dentario gl.-Fag. „typowe warianty”</i>	343,0	602,3	259,3	175,6
3	8+13;18–20	6	<i>Dentario gl.-Fag. „ubogie warianty”***</i>	395,6	217,8	-177,8	55,1
4	14	7	<i>Carici al.-Fag.typicum</i>	32,3	69,7	37,4	216,0
5	16	8	<i>Carici al.-Fag.abietetosum</i>	44,7	210,2	165,5	470,4
6	15+17	9	<i>Carici al.-Fag. „ubogie warianty.”</i>	304,2	271,9	-32,3	89,4
10	21	10	<i>Vaccino-Piceetalia</i>	1,4	6,9	5,5	486,5
11	22	11	<i>Erico-Pinion</i>	2,3	3,3	1,0	145,1
Zbiorowiska – communities 1–11				1163,4	1477,7	314,3	127,0
Lasy ogółem – forests taken as a whole				1163,4	1556,0	392,6	133,7
Łąki, pastwiska i młaki							
– meadows, pastures & wetlands							
12	28	14	<i>Arrhenatheretum med.</i>	3,9	4,2	0,3	107,9
13	29	15	<i>Anthylli-Trifolietum</i>	237,4	21,0	-216,4	8,8
14	32	16	<i>Gladiolo-Agrostietum</i>	14,6	0,8	-13,9	5,2
	33+34	17	herb com. (complex)	21,0	51,4	30,4	244,8
16	35	19	<i>Lolio-Cynosuretum</i>	10,4	45,5	35,2	438,7
18	36–39	21	<i>Molinietalia</i>	3,8	9,2	5,5	245,2
19	40	22	<i>Valeriano-Caricetum</i>	15,4	8,2	-7,2	53,5
20	41	23	<i>Nardetalia</i>	18,3	1,9	-16,4	10,5
Zbiorowiska – communities: 14–16, 17, 19, 21–23				324,8	142,2	-182,5	43,8
Łąki, pastwiska, młaki ogółem							
– meadows, pastures & wetlands as a whole				352,3	383,1	30,8	108,7
Murawy – rock and xerothermic grasslands							
21	42	24	<i>Dendranthemo-Sesler.</i>	47,3	16,4	-30,9	34,7
22	43	25	<i>Festucetum pallentis</i>	9,5	3,8	-5,7	40,0
23+24	44–48	26	<i>Origano-Brachypodietum</i>	101,6	27,1	-74,5	26,7
Zbiorowiska – communities 24–26				158,4	47,3	-111,1	29,9
Murawy ogółem							
rock and xerothermic grasslands as a whole				158,4	47,3	-111,1	29,9
Pola – fields							
25; brak	51; 52	28	Zb. chwastów polnych – weed communities	263,5	26,3	-237,2	10,0
Inne – others				46,1	92,1	46,0	199,9
Mozaiki zbiorowisk – mosaics				231,4	110,2	-121,2	47,6



Ryc. 1. Przekształcenia zbiorowisk ustępujących (udział zbiorowisk w 2001 r. na areale danego zbiorowiska skartowanego w 1968 r.)

Fig. 1. The transitions of the retreating communities (the share of communities in the 2001yr in the area of the community mapped in the 1968 yr)

Objaśnienie skrótów – explanation of abbreviations:

C-F.ab. – *Carici-albae-Fagetum abietetosum*

C-F.ub. – *Carici-albae-Fagetum* florystycznie ubogie warianty / floristically poor variants

C-Ftyp – *Carici-albae-Fagetum typicum*

Dgl.typ – *Dentario glandulosae-Fagetum* typowe warianty / typical variants

Dgl.ub. – *Dentario glandulosae-Fagetum* florystycznie ubogie warianty / poor variants

laszy – zbiorowiska leśne i zaroślowe / forest and shrub communities

in.lasy – pozostałe zbiorowiska leśne i zaroślowe / other forest and shrub communities

łąk – zbiorowiska łąkowe, pastwiska i młaki / meadow, pasture and wetland comm.

in.łąki – pozostałe zbiorowiska łąkowe, pastwiskowe i młaki / other meadow and pasture comm

nowe łk. – zbiorowiska / communities *Campanula pat. – Trisetum flav. i Dactylis glom. – Poa trivialis*

murawy – murawy naskalne i kserotermiczne / rock and xerothermic vegetation

inne – pozostałe zbiorowiska / other communities

ubogie, *Carici albae-Fagetum* – warianty typowe, *C.al.-F.* – warianty florystycznie ubogie, *Anthylli-Trifolietum* oraz zbiorowiska chwastów polnych z rzędu *Secali-Violetalia* (Ryc. 1 i 2; ujęcie jak w tabeli I.). Należy jednak podkreślić, że i dla tych zbiorowisk nie wszystkie wskazane przemiany są równie wiarygodne (Pancer-Koteja i in. 2009). Przedstawiony obraz ma charakter przybliżony i dotyczy tylko zjawisk najczęstszych.

Ubogie warianty obydwu głównych zespołów leśnych, zarówno *Dentario glandulosae-Fagetum*,

jak i *Carici-Fagetum* (na mapie z lat 60. określone jako „fragmenty” tych zespołów) zachowały się tylko na części zajmowanej uprzednio powierzchnią i zmniejszyły swoje areale przede wszystkim na korzyść wariantów bogatych florystycznie (Ryc. 1a i 1b). Zwraca jednakże uwagę znaczna labilność klasyfikacji – z przedstawionych zestawień wynika, że część powierzchni zmienia przynależność do zespołu, tj. ubogie warianty *Carici-Fagetum* „przekształcają się” w buczynę karpacką. Podobnie jest z ubogą buczyną karpacką,

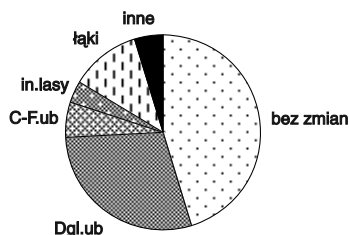
która w części areалу „zamienia się” w lasy ciepłolubne. Zaliczanie płatów florystycznie ubogich do określonego zespołu jest zatem wysoce zawodne z przyczyny braku wystarczająco mocnych kryteriów.

Największe przekształcenia nastąpiły w zbiorowiskach antropogenicznych – 90% areалу zajmowanego przez roślinność pól uprawnych została zastąpiona przez różne inne zbiorowiska, w tym ponad 50% zajmują obecnie nowo opisane zbiorowiska łąkowe *Campanula patula* – *Trisetum flavescens* oraz *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis* (Ryc. 1d). Dominujący uprzednio zespół łąkowy *Anthylli-Trifolietum* przekształcił się w wiele rozmaitych zbiorowisk – tylko około 6% jego powierzchni nie zmieniło klasyfikacji, natomiast około 40% dawnego areálu zajmują obecnie różne syntaksony leśne (Ryc. 1c). Podobne wyniki uzyskano dokonując bardziej szczegółowego porównania rozmieszczenia zbiorowisk na 8 wybranych

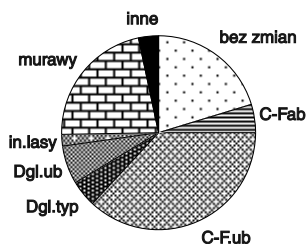
polanach (Zarzycki, Kaźmierczakowa 2007). Przemiany te są rezultatem zmian gospodarowania, ponieważ – jak to wykazały prowadzone w tym samym czasie kilkunastoletnie badania eksperymentalne (Wróbel 2007) – tam, gdzie zachowano dawny sposób użytkowania, roślinność płatów *Anthylli-Trifolietum* podlegała zmianom fluktuacyjnym, lecz jej przynależność do zespołu pozostawała bezsporna.

Wzrost areálu typowych wariantów buczyny karpackiej odbywał się przede wszystkim kosztem powierzchni zajmowanej w latach 60. przez warianty ubogie („fragmenty”) tego zespołu (Ryc. 2). Prawdopodobnie proces wypadania świerka (Dziewolski 1992), pochodzącego głównie z dawnych nasadzeń, oraz brak eksploatacji leśnej ścióły, przyczynił się do użyczenia siedlisk i wzrostu obfitości gatunków eutroficznych. Zespół *Dentario glandulosae-Fagetum* wkraczał też wprost na łąki, zwłaszcza na

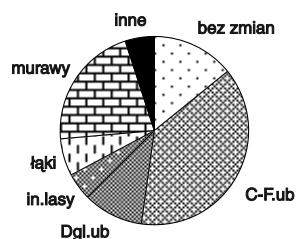
Dentario glandulosae-Fagetum typicum



Carici-Fagetum typicum



Carici-Fagetum abietetosum



Ryc. 2. Pochodzenie zbiorowisk ekspandujących (udział zbiorowisk skartowanych w 1968 r. na areale danego zbiorowiska w 2001 r.)

Fig. 2. The origin of the expanding communities (the share of communities mapped in the 1968 in the area of the given community in the 2001 yr)

Objaśnienie skrótów jak przy ryc. 1. / explanations as in fig. 1

niewielkich polanach śródleśnych. Ten wynik jest potwierdzony przez wieloletnie badania sukcesji wybranych polan (Bodziarczyk, Drajewicz 2007). Ekspansja typowej buczyny karpackiej jest tym bardziej znacząca, że równocześnie jej kosztem następował wzrost zasięgu jaworzyny z jęczyznikiem *Phyllitido-Aceretum*. Wyniki porównania map są tu wprawdzie metodycznie wątpliwe (ze względu na rozproszenie i niewielkie wymiary płatów jaworzyny) jednakże wieloletnie badania Bodziarczyka dotyczące dynamiki populacji jęczyznika są w tym wypadku zbieżne z analizą map (Bodziarczyk 2000, 2012; Bodziarczyk, Krzus 2006).

Typowa buczyna karpacka jest najbardziej stabilnym leśnym zbiorowiskiem Pienin – aż ponad 75% areалу tego zbiorowiska po 35 latach nie zmieniło zaklasyfikowania, co świadczy też o wysokim stopniu naturalności zespołu.

Typowe warianty obu podzespołów ciepłolubnych lasów *Carici albae-Fagetum* poszerzyły swój zasięg głównie kosztem wariantów ubogich florystycznie, lecz wkraczały również na powierzchnie zbiorowisk kserotermicznych i naskalnych; dotyczy to w równej mierze ciepłolubnych buczyn jak i jedlin (Ryc. 2). Obserwacje botaników pracujących w Pieninach przez ostatnie dziesięciolecie potwierdzają wkraczanie lasu na część skał i piargów pokrytych dawniej zielną roślinnością ciepłolubną, a duży udział gatunków termofilnych w runie przesądza o zaliczaniu takich płatów do typowych wariantów *Carici albae-Fagetum*.

Ciepłolubne buczyny i ciepłolubne jedliny zostały zidentyfikowane w obu terminach na – odpowiednio – zaledwie 40% i 65% swego areálu z lat 60., a zatem wydają się być mniej stabilne niż buczyna karpacka. Wyłaniający się z porównania map ogólny obraz mniejszej stabilności przestrzennej tego zespołu nie znajduje wiarygodnego wytłumaczenia – być może jest to tylko artefakt wypływający z większego rozdrobienia płatów ciepłolubnych lasów. Brak niestety szczegółowych badań nad *Carici-Fagetum*.

Roślinność naskalna i kserotermiczna zajmuje małe, rozproszone płaty na bardzo stromych zboczach, więc porównanie map nie daje wiarygodnego obrazu przemian. Stwierdzone ogólne ograniczenie areálu roślinności naskalnej

jest prawdopodobnie skutkiem zacielenia przez zwierające się wokół nich lasy i zarośla, natomiast murawy kserotermiczne, które po części zajmowały siedliska antropogeniczne, podlegają obecnie procesom sukcesji wtórnej (Kaźmierczakowa, Grodzińska 2007).

Zmiany w wewnętrznej strukturze zbiorowisk

Najwyższą stabilnością struktury odznaczają się zbiorowiska naskalne *Dendranthemo-Seslerietum* i *Festucetum pallentis* (Kaźmierczakowa, Grodzińska 2007). Analizy numeryczne wykazały podobieństwo zdjęć niezależnie od okresu ich wykonania, pomimo – co godne podkreślenia – uderzającego zmniejszenia się powierzchni tych zespołów. Dotyczy to zwłaszcza *Dendranthemo-Seslerietum*, rozwijającego się na większych, bardziej niedostępnych skałach Pienin Centralnych, dzięki czemu jego płaty były w przeszłości znacznie mniej narażone za antropogenezą niż zachodniopienińskie *Festucetum pallentis*.

Struktura zbiorowisk półnaturalnych i antropogenicznych jest labilna. W zbiorowiskach łąkowych stwierdzono silne fluktuacje dominacji gatunków przy zmianach sposobu użytkowania (Kinasz 1976; Pancer-Kotejowa 1977; Zarzycki, Kaźmierczakowa 2007; Wróbel 2007). Murawy kserotermiczne w badanym okresie podlegały głównie spontanicznym procesom sukcesji – część płatów przekształciła się w zarośla kserotermiczne, w innych większą rolę zaczęły odgrywać gatunki mezofilne (Kaźmierczakowa, Grodzińska 2007).

Zbiorowiska chwastów polnych utraciły znaczną część gatunków charakterystycznych przy równoczesnym wzroście udziału roślin nitrofilnych (Dubiel 2004).

Wśród zbiorowisk leśnych wystarczająco obfity dla przeprowadzenia porównań materiał zebrano w latach 60. tylko dla lasów bukowo-jodłowych. Wstępne analizy (dane nie publikowane) wskazują, że buczyna karpacka wydaje się być zespołem dobrze ustabilizowanym, a zauważone różnice frekwencji gatunków można przypisać wspomnianym poprzednio zmianom w sposobie zbierania danych. W ciepłolubnych lasach gatunki charakterystyczne: *Carex alba*

i *Poa stiriaca* wydają się występować z niższą ilościowością, co jest prawdopodobnie wynikiem większego zwarcia drzewostanów, a zwłaszcza wzrostu udziału buka (Dziewolski 1991, 1992), który jest gatunkiem silnie zacienającym dno lasu. Frekwencja gatunków charakterystycznych pozostaje jednak stabilna. Znaczne natomiast różnice wystąpiły w składzie grupy gatunków ciepłolubnych wyróżniających ten zespół, co świadczy o ich przypadkowym pojawianiu się w lasach.

Porównanie ekologicznych liczb wskaźnikowych w starych i nowych zbiorach zdjęć, zarówno w zbiorowiskach leśnych (Rózański, Pancer-Koteja mat. npubl.), łąkowych (Zarzycki, Kaźmierczakowa 2007), jak i w murawach kserotermicznych (Kaźmierczakowa, Grodzińska 2007) wskazuje na wzrost udziału lub dominacji gatunków o wyższych wymaganiach troficznych, a spadek udziału gatunków bardziej światłolubnych.

PROGNOZOWANIE WPLYWU ZBIORNIKÓW NA ROŚLINNOŚĆ

Przy rozważaniu wpływu zbiorników zaporowych na zbiorowiska roślinne Pienińskiego Parku Narodowego należy przede wszystkim podkreślić różnicę statusu części obszaru, który pozostaje pod bezpośrednim wpływem wód Dunajca, czyli jego dolinę z najniższej położonymi terasami zalewowymi, oraz pozostałych terenów stanowiących ogromną większość powierzchni Parku.

Tamy i zbiorniki wodne stanowią barierę dla naturalnej migracji roślin, która odgrywa dużą rolę w formowaniu się roślinności żwirowiskowej (Pelc 1973). Zmiany reżimu wód, związane z regulacją ich przepływu poniżej obu zbiorników, również mają wpływ na zbiorowiska żwirowiskowe i łągowe. Ocena tego wpływu jest trudna, ponieważ terasy były intensywnie użytkowane i zmiany wywołane przez funkcjonowanie zbiorników nakładają się tam na procesy sukcesji wtórnej. Znamy jednak w ogólnych zarysach zarówno kierunek sukcesji roślinności nadrzecznej, jak również właściwości siedlisk warunkujących rozwój odpowiednich zbiorowisk, a zatem są przesłanki do określenia roli zbiorników. Jednak wymaga to odrębnych, odpowiednio zaplanowanych badań ekologicznych.

Zupełnie inaczej przedstawia się ten problem w odniesieniu do pozostałych zbiorowisk. Należałoby w tym wypadku wykazać, że oddziaływanie zbiorników na lokalne warunki klimatyczne jest wystarczająco silne, by to właśnie ono spowodowało modyfikację w strukturze roślinności.

Jak to wykazano w poprzednim rozdziale, na dużej części obszaru pokrywa roślinna w badanym okresie bardzo się zmieniała. Do zmian tych doszło zanim zbiorniki wodne mogły stać się ich przyczyną, a wszystkie stwierdzone przekształcenia roślinności można uznać za bezpośredni lub pośredni wynik działalności gospodarczej i (lub) ochronnej. Dynamika roślinności antropogenicznej jest tak wielka, że ewentualny bezpośredni wpływ zbiorników – jako lustra wody oraz jej masy modyfikującej klimat – jest w moim przekonaniu nie do uchwycenia.

W przyszłości markerem wpływu zbiorników wodnych na szatę roślinną mogłyby być zbiorowiska naturalne, zwłaszcza zespoły muraw naskalnych i część zbiorowisk leśnych, które w omawianym okresie 35 lat zmieniły się tylko nieznacznie. Należy jednak wziąć pod uwagę czas powstania tych zbiorowisk. Roślinność naskalna kształtowała się przez cały holocen, a ostatnie naturalne zmiany składu gatunkowego lasów w Karpatach Zachodnich wystąpiły około 3500–3000 lat temu, jako efekt wkroczenia buka i jodły (Ralska-Jasiewiczowa 1986), co niewątpliwie miało również wpływ na inne gatunki. Nawet jednak w ciągu tych ostatnich tysiącleci stwierdzono znaczące wahnięcia klimatyczne w całej Europie (Büntgen i in. 2011). Już z czasów historycznych znany jest okres łagodniejszego klimatu w średniowieczu oraz oziębienie w wiekach XVI–XVIII/XIX (tzw. mała epoka lodowa). Roślinność w Europie kształtowała się zatem w warunkach mało stabilnego klimatu i – co za tym idzie – powinna być odporna na nieznaczne zmiany spowodowane budową zbiorników wodnych. Ponadto naturalna flora pienińska składa się głównie z gatunków wieloletnich – nie tylko drzewa mogą żyć przez kilkaset lat, również byliny, zwłaszcza klonalne, są długowieczne. Można się zatem spodziewać, że rośliny te, nawet jako konkretne osobniki, są przystosowane do zmieniającego się klimatu.

Biorąc pod uwagę fakt, że obydwie zbiorniki zaledwie modyfikują panujące w regionie warunki klimatyczne (Miczynski i in. 2010), wydaje się, że oszacowanie ich wpływu na roślinność Pienin (poza dnem doliny rzeki) nie rokuje wielkich nadziei.

PIŚMIENICTWO

- Bajorek L., Zielińska T. 2010. Zespół Elektrowni Wodnych Niedzica SA – powstanie zbiorników i działalność Spółki. [W:] R. Soja, S. Knutelski, J. Bodziarczyk (red.), Pieniny – zapora – zmiany. — Monografie Pienińskie, **2**: 23–35.
- Bodziarczyk J. 2000. Population dynamics of hart's tongue *Phyllitis scolopendrium* (L.) NEWM. in the Pieniny National Park. [W:] P. Eliáš (red.), Plant population biology, VI. SEKOS, Bratislava – Nitra, 39–43.
- Bodziarczyk J. 2004. Jaworzyny Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 61–86.
- Bodziarczyk J. 2012. Struktura i dynamika populacji jęczynika zwyczajnego *Phyllitis scolopendrium* (L.) NEWM. w Polsce. — *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie*, nr 490, ser. Rozprawy, 367: 1–240.
- Bodziarczyk J., Krzus A. 2006. Relative age of *Phyllitis scolopendrium* phytocoenoses as determined by population structure analysis. — *Botanical Guidebooks*, **29**: 47–54.
- Bodziarczyk J., Pancer-Koteja E. 2004. Mezofilne i ciepłolubne lasy jodłowo-bukowe Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 87–121.
- Bodziarczyk J., Drajewicz R. 2007. Dynamika roślinności na opuszczonych polanach Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **54**(1)[2006]: 13–46.
- Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. **3**. — Springer Verl, Wien – New York, 865 s.
- Büntgen U., Tegel W., Nicolussi K., McCormick M., Frank D., Trouet V., Kaplan J.O., Herzig F., Heussner K.U., Wanner H., Luterbacher J., Esper J. 2011. 2500 years of European climate variability and human susceptibility. — *Science*, **331**(6017): 578–582.
- Chečko E., Szajda P. 2004. Mezofilne zbiorowiska zaroślowe Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 153–194.
- Dubiś E. 2004. Zbiorowiska segetalne Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 307–323.
- Dziewolski J. 1980. Statystyczno-matematyczna metoda inwentaryzacji drzewostanów na przykładzie rezerwatu ścisłego w Masywie Trzech Koron w Pieninach w latach 1972 i 1974. — *Ochrona Przyrody*, **43**: 157–187.
- Dziewolski J. 1987. Zmiany struktury drzewostanów w zachodniej części Pienińskiego Parku Narodowego. — *Ochrona Przyrody*, **45**: 131–156.
- Dziewolski J. 1991. Naturalny rozwój drzewostanów Pienińskiego Parku Narodowego w czasie 51 lat (1936–1987). — *Ochrona Przyrody*, **49**(1): 111–128.
- Dziewolski J. 1992. Rozwój drzewostanów na zachodnim obszarze Pienińskiego Parku Narodowego w okresie 20 lat (1968–1988). — *Ochrona Przyrody*, **50**(1): 109–127.
- Grodzińska K. 1982. Naskalne zbiorowiska roślinne. [W:] K. Zarzycki (red.), Przyroda Pienin w obliczu zmian. — *Studia Naturae*, ser. B, **30**: 329–336.
- Grodzińska K., Jasiewicz A., Pancer-Kotejowa E., Zarzycki K. 1982. Mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego 1965–1968. [Supl. do:] K. Zarzycki (red.) Przyroda Pienin w obliczu zmian. — *Studia Naturae*, ser. B, **30**.
- Jaguś A., Rzętała M. 2010. Zbiorniki Czorsztyński i Sromowiecki – położenie, charakterystyka, nazwy. [W:] R. Soja, S. Knutelski, J. Bodziarczyk (red.), Pieniny – zapora – zmiany. — *Monografie Pienińskie*, **2**: 9–22.
- Każmierczakowa R. 2004a. (red.), Charakterystyka i mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 1–348.
- Każmierczakowa R. 2004b. Roślinność zwirowisk, kamieńców nadrzecznych i brzegów rzek w Pienińskim Parku Narodowym. — *Studia Naturae*, **49**: 297–306.
- Każmierczakowa R. 2004c. Kserotermiczne murawy i zarośla Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 277–296.
- Każmierczakowa R., Grodzińska K. 2007. Przemiany zbiorowisk naskalnych i kserotermicznych w Pienińskim Parku Narodowym w ciągu ostatnich 35 lat XX wieku. — *Studia Naturae*, **54**(1)[2006]: 85–132.
- Każmierczakowa R., Zarzycki J., Wróbel I., Vončina G. 2004. Łąki, pastwiska i zbiorowiska siedlisk wilgotnych Pienińskiego Parku Narodowego. — *Studia Naturae*, **49**: 195–251.
- Kinasz W. 1976. Ekologiczne podstawy urządzania łąk w Pienińskim Parku Narodowym. — *Ochrona Przyrody*, **41**: 77–118.
- Miczynski J., Zuśka Z., Jabłońska-Korta U., Jurkiewicz T. 2010. Próba ocen zmiany klimatu lokalnego w wyniku oddziaływania zbiornika wodnego na przykładzie występowania mgieł w Czorsztynie. [W:] R. Soja, S. Knutelski, J. Bodziarczyk (red.), Pieniny – zapora – zmiany. — *Monografie Pienińskie*, **2**: 123–129.
- Pancer-Kotejowa E. 1973. Zbiorowiska leśne Pienińskiego Parku Narodowego. — *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, **19**(2): 197–258.
- Pancer-Kotejowa E. 1977. The nitrogen relations of the Pieniny meadows (Western Carpathians). — *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, **23**(3–4): 363–408.
- Pancer-Koteja E., Szwagrzyk J., Guzik M. 2009. Quantitative estimation of vegetation changes by comparing two vegetation maps. — *Plant Ecology*, **205**: 139–154.

- Pelc S. 1973. Wędrówki roślin aluwiami Dunajca na odcinku Czorsztyń – Stary Sącz. — *Fragmenta Floristica et Geobotanica* **19**(2): 175–196.
- Ralska-Jasiewiczowa M. 1986. Isopollen maps for Poland: 0–11 000 years B.P. — *New Phytologist*, **94**: 133–175.
- Różański W., Bodziarczyk J. 1995. Zróżnicowanie zbiorowisk leśnych Pienin Centralnych na podstawie systematycznego zbioru danych. — *Pieniny Przyroda i Człowiek*, **4**: 105–118.
- Wróbel I. (2006) 2007. Dynamika roślinności łąkowej w warunkach stosowania ciągłych zabiegów ochronnych w Pienińskim Parku Narodowym. — *Studia Naturae*, **54**(1)[2006]: 241–264.
- Zarzycki K. 1981. Rośliny naczyniowe Pienin. Rozmieszczenie i warunki występowania — PWN, Warszawa – Kraków, 259 s.
- Zarzycki K. 1982. (red.) *Przyroda Pienin w obliczu zmian.* — *Studia Naturae*, ser. B., **30**: 1–578.
- Zarzycki J., Kaźmierczakowa R. 2007. Przemiany łąk świeżych i pastwisk w Pienińskim Parku Narodowym w ciągu ostatnich 35 lat XX wieku. — *Studia Naturae*, **54**(1): 275–304.

SUMMARY

In the middle of the XX century, the decision to construct dams on the Dunajec river in the closest vicinity of the Pieniny National Park, raised many doubts and anxieties for possible influence of the water reservoirs (maximal parameters: ca 240 million cubic meters and 13 square kilometers of surface area) on the Pieniny natural vegetation. It was supposed that the rarest and the most valuable species and communities could be endangered and extinct as a result of climate changes. The building of the dams continued for almost 30 years (1971–1997), and in the meantime (1965–2001) various investigations of vegetation were conducted, including mapping in the scale 1: 10 000. Phytosociological studies were repeated after 35 years, thus the state of vegetation and its changes had become quite well recognized before the reservoirs began to work.

The aim of this paper is to recapitulate the extensive but dispersed literature concerning the changes of vegetation in the last tens of years as well as to assess the possibility to predict properly how the water surface of the reservoirs will affect the vegetation of the Pieniny National Park

(excluding the river bank communities because of the direct influence of running water). The comparison of maps is the main source of data and the results of other studies are also thoroughly taken into account. Possible errors connected with the mapping procedures are also discussed.

As the result of the study, several sufficiently documented changes were recognized (Tab. I, Fig. 1, 2). Two communities became extinct, i.e. a xerothermic pasture *Carex caryophyllea-Salvia verticillata* com. and clearing vegetation *Atripetalia*. Several new syntaxa were described, however, it is supposed that nearly all of them had existed for a long time but were omitted in the first period of investigation due to the fact that they occupied too small patches to be mapped. Generally, the natural vegetation proved to be much more stable than anthropogenous communities.

The rock vegetation *Dendranthemo-Seslerietum* was the most resistant association concerning flora composition, but its area was strongly diminished as the result of natural succession, i.e. expansion of trees and shrubs.

The forest area increased mainly at the expense of the meadows. Typical variants of all forest associations maintained their floristical characters and generally their area increased. The floristic poor variants of beech and fir associations (*Dentario glandulosae-Fagetum* & *Carici albae-Fagetum*) decreased the area and proved to be unstable as the flora composition and syntaxonomy status was concerned. The general area of meadows remained unchanged but the area of the rich association, typical for the Pieniny Mts. – *Anthylli-Trifolietum*, decreased over 10 times. The new meadow communities expanded into the area previously occupied by arable fields. The floristic composition of the new meadows was rather poor and devoid of rare species. Xerothermic grasslands were partly invaded by shrub, tree and meadow species. The new association *Bupleuro falcate-Berberidetum* was formed as a result of succession on the protected patches of *Origano-Brachypodietum*. The area of arable fields reduced by 90% and the weed communities consisted of common species only.

All above mentioned vegetation changes were caused by human activities in agriculture, forestry and nature protection politics which had released succession processes on a large scale. These factors and processes are still actual and we can expect further dynamic changes in many plant communities. Moreover, the climate in the Carpathian

region has changed several times during the last 3500 years, so we can suspect that the vegetation is adapted to unstable climatic conditions.

The conclusion is that we are not able to successfully investigate the influence of water surface of reservoirs on vegetation as it is connected with other strong factors.