

Przemiany łąk świeżych i pastwisk w Pienińskim Parku Narodowym w ciągu ostatnich 35 lat XX wieku

Changes in fresh meadows and pastures in the Pieniny National Park during the last 35 years of the 20th century

Jan Zarzycki i Róża Kaźmierczakowa

Jan Zarzycki, Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska,
30-059 Kraków, al. Mickiewicza 24/28; e-mail: janzar@ar.krakow.pl

Róża Kaźmierczakowa, Instytut Ochrony Przyrody PAN,
31-120 Kraków, al. Mickiewicza 33; e-mail: kazmierczak@iop.krakow.pl

Abstrakt: On the basis of 86 phytosociological relevés made in the 1960s, 90 relevés made in the 1990s, and the vegetation maps from these two periods, the authors analyzed changes in the meadow and pasture communities of the Pieniny National Park. They found a decrease in the area of communities connected with drier and warmer habitats (e.g. *Anthyllidi-Trifolietum*) and the appearance of communities preferring more fertile and humid habitats (approximating *Arrhenatheretum elatioris*), spreading mostly on former arable fields. Moreover, a considerable area was taken by tall herb communities. Cessation of traditional use of meadows and almost total abandonment of fields in the Park are the most important cause of changes observed in the meadow vegetation.

Key words: meadows, pastures, changes in communities, Pieniny Mountains, Western Carpathians.

Wstęp

Przemiany roślinności są zjawiskiem powszechnie obserwowanym w przyrodzie, jednakże ich zakres i tempo jest zróżnicowane. Przyczyny tych przemian mogą mieć charakter naturalny, jak np. zmiany klimatyczne niezależne od działalności człowieka, lub też antropogeniczny, jako pośredni lub bezpośredni skutek aktywności ludzkiej.

Szczególnie niestabilne są układy przyrodnicze wytworzone i utrzymywane dzięki działalności człowieka, do jakich należą zbiorowiska łąkowe. Dokonujące się w ostatnich dziesiątkach lat zasadnicze transformacje społeczno-gospodarcze spowodowały odejście od tradycyjnych sposobów uprawy lub też wyłączenie z użytkowania dużych obszarów łąk (Kornaś 1990, Barabasz 1994, Kostuch 1994, Nösberger i Kessler 1997). Problem ten dotyczy także zbiorowisk łąkowych na obszarach chronionych (Kaźmierczakowa 1990, Kornaś i Dubiel 1990, Denisiuk i Korzeniak 1999, Dubiel i in. 1999, Zarzycki J. 1999, Zarzycki K. 2000, Michalska-Hejduk 2001).

Również w Pieninach już od dawna obserwowano przemiany zbiorowisk łąkowych i ich składu gatunkowego; podejmowano też próby oceny wpływu różnych zabiegów gospodarczych (nawożenie, koszenie) na wybrane zbiorowiska (Kinasz 1976, Panczer-Kotejowa 1977, Kaźmierczakowa 1992, Zarzycki K. i Korzeniak 1992). Celem niniejszej pracy jest analiza zmian, jakim uległy łąki świeże i pastwiska w Pienińskim Parku Narodowym na przestrzeni ostatnich 35 lat XX w. i próba wyjaśnienia głównych przyczyn tych zmian.

Teren badań

Pieniński Park Narodowy obejmuje zasadniczą część Pienin, niewielkiego pasma górskiego położonego w Karpatach Zachodnich. Park leży w przedziale wysokości od 425 do 982 m n.p.m. i niemal w całości mieści się w piętrze klimatycznym regła dolnego, jedynie niewielkie najniższe położone jego fragmenty znajdują się w piętrze pogórza. Klimat Pienin, w stosunku do otaczających pasm górskich, charakteryzują wyższe temperatury, niższe opady i krótszy okres zalegania pokrywy śnieżnej (Perzanowska 2004). W podłożu dominują skały węglanowe (wapień i margle), skały klastyczne o dużej zawartości węglanów oraz piaskowce i łupki. Wykształciły się z nich rędziny różnych podtypów, pararendziny i eutroficzne gleby brunatne (Niemyska-Lukaszuk i in. 2004). Łąki zajmują obecnie około 20% powierzchni Parku, tj. blisko 470 ha. Rozrzucone są na licznych polanach śródleśnych od podnóża pasma aż po szczyty.

Metodyka

Wykazanie zmian, jakim uległy zbiorowiska łąkowe Parku, oparto na porównaniu zdjęć fitosocjologicznych wykonanych jako podstawa do sporządzenia map roślinności w latach 60. (Grodzińska i in. 1982) oraz w końcu lat 90. ub. wieku (Panczer-Koteja i Kaźmierczakowa 2004). Wykorzystano 86 zdjęć wykonanych głównie przez K. Zarzyckiego z zachowanych materiałów archiwalnych oraz 90 zdjęć wykonanych i opublikowanych w ostatnich latach (Kaźmierczakowa i in. 2004). Powierzchnię poszczególnych zbiorowisk i liczbę ich płatów odczytano z numerycznej wersji tych map, przy czym uwzględniono jedynie część wspólną obu map obejmującą 93% aktualnej powierzchni Parku (nie licząc fragmentu zbiornika wodnego).

Zdjęcia fitosocjologiczne oraz ich przyporządkowanie do poszczególnych zbiorowisk zostało wykonane przez autorów obu map klasyczną metodą Braun-Blanqueta (1964). Przeważająca liczba zdjęć w obu okresach badań miała taką samą powierzchnię – 100 m². Nie było natomiast możliwe wykonanie zdjęć w tych samych miejscach, gdyż zdjęcia z lat 60. miały podaną tylko przybliżoną lokalizację. W niniejszej pracy utrzymano nazewnictwo zbiorowisk zastosowane na mapach. Analizę numeryczną przeprowadzono przy użyciu programu MULVA 5 (Wildi i Orlòci 1996). Macierz podobieństw obliczono stosując współczynnik van der Maarela, a grupowania dokonano wykorzystując metodę najmniejszej wariancji. Klasyfikację zbiorowisk oparto na stałości występowania gatunków, a klasyfikację zdjęć na podstawie obecności gatunków (skala

binarna) oraz ich pokrycia według transformowanej skali Braun-Blanqueta, w której przyjęto: r=1, +=2, 1=3, 2=4, 3=5, 4=6, 5=7 (Wildi i Orłóci 1996).

Wartość syntaksonomiczną gatunków przyjęto według opracowania Matuszkiewicza (2001), a ich nomenklaturę według Mirka i in. (1995).

Dla wszystkich wyróżnionych zbiorowisk obliczono średnie wartości wskaźnikowe światła (L), temperatury (T), wilgotności (F), odczynu (R) i żyzności (N), uwzględniając udział gatunku w pokryciu. Posłużono się liczbami wskaźnikowymi Ellenberga (1992). Ocenę różnorodności biologicznej oparto na: średniej liczbie gatunków, współczynniku różnorodności Shanonna-Wienera, uwzględniającego zarówno liczbę gatunków w próbie, jak i ich udział, wskaźniku równomierności oraz współczynniku dominacji Simpsona (Magurran 1988).

Wyniki

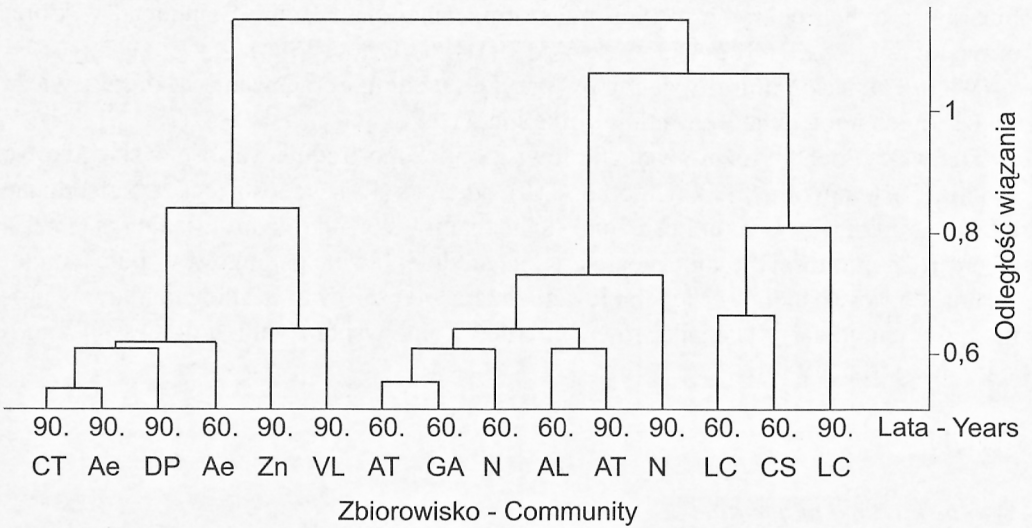
Ogólne kierunki przemian

W obrębie łąk świeżych i pastwisk w latach 60. wyróżniono siedem zbiorowisk (tab. 1), z których obecnie potwierdzono występowanie jedynie pięciu. Równocześnie wyodrębniono cztery nowe zbiorowiska. Na podstawie dendrogramu podobieństwa składu florystycznego zbiorowisk z lat 60. i 90. (ryc. 1) dają się wydzielić trzy grupy: gru-

Tabela 1. Zbiorowiska roślinne łąk i pastwisk wyróżnione na mapach roślinności PPN z lat 60. i 90. oraz liczba dokumentujących je zdjęć fitosocjologicznych

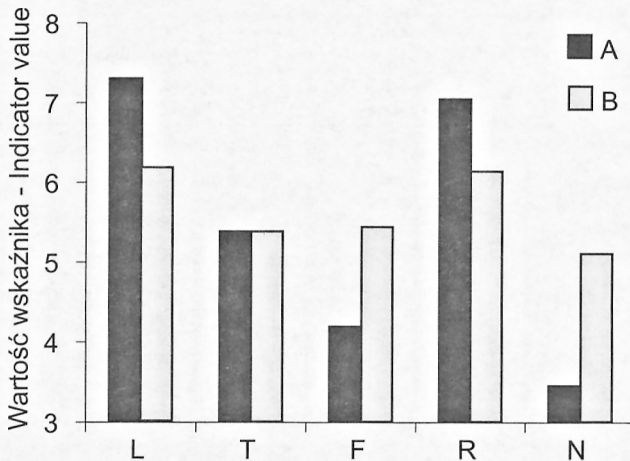
Table 1. Meadow and pasture plant communities distinguished on the vegetation maps of Pieniny National Park from 1960s and 1990s and number of describing them relevés

60.		90.	
Zbiorowisko Community	Liczba zdjęć Number of relevés	Zbiorowisko Community	Liczba zdjęć Number of relevés
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	14	<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	10
<i>Anthyllidi-Trifolietum montani</i>	20	<i>Anthyllidi-Trifolietum montani</i>	10
-	-	<i>Campanula patula</i> – <i>Trisetum flavescens</i>	10
-	-	<i>Dactylis glomerata</i> – <i>Poa trivialis</i>	9
<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> (fragm.)	8	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> (fragm.)	2
-	-	Łąki ziółoroślowe niższych położeń Tall-herb meadows of lower situations	18
-	-	<i>Veratrum lobelianum</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	10
<i>Lolio-Cynosuretum</i>	14	<i>Lolio-Cynosuretum</i>	10
<i>Nardetalia</i> (fragm.)	4	<i>Nardetalia</i> (fragm.)	11
<i>Astrantia major</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	13	-	-
<i>Carex caryophyllea</i> – <i>Salvia verticillata</i>	13	-	-
Łącznie			
Total	86	-	90



Ryc. 1. Klasyfikacja zbiorowisk z lat 60. i 90. na podstawie stałości występowania gatunków. Zastosowane oznaczenia: AT – *Anthyllidi-Trifolietum montani*, Ae – *Arrhenatheretum elatioris*, AL – *Astrantia major* – *Laserpitium latifolium*, CT – *Campanula patula* – *Trisetum flavescens*, CS – *Carex caryophylla* – *Salvia verticillata*, DP – *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis*, GA – *Gladiolo-Agrostietum capillaris*, LC – *Lolio-Cynosuretum*, N – *Nardetalia*, VL – *Veratrum lobelianum* – *Laserpitium latifolium*, Zn – zbiorowiska łąk ziołoroślowych niższych położeń.

Fig. 1. Classification of the communities from 1960s and 1990s based on the frequency of species. Explanation of AT, Ae, AL, CT, GA, DP, LC, N, VL as above; Zn – communities of tall-herb meadows of lower situations.



Ryc. 2. Porównanie średnich wartości wskaźników Ellenberga dla gatunków, które zanotowano: A – tylko w latach 60. i B – tylko w 90. Wskaźniki: L – światłny, T – temperatury, F – wilgotności, R – odczynu, N – zasobności w azot.

Fig. 2. Comparison of mean Ellenberg indicator values for species noticed: A – only in 1960s and B – only in 1990s. Indicators: L – light, T – temperature, F – moisture, R – reaction, N – nitrogen.

pa pierwsza obejmuje zbiorowiska siedlisk żyznych, a więc łąki uprawne, dla których istotne znaczenie ma nawożenie, oraz łąki ziołoroślowe. Łąki z lat 60. reprezentowane są tylko przez jedno zbiorowisko, natomiast obecnie należy tu pięć zbiorowisk. Druga grupa obejmuje zbiorowiska siedlisk uboższych; dominują tu zbiorowiska z lat 60. Od rębnią, trzecią grupę tworzą pastwiska.

Równocześnie dokonały się zmiany w składzie gatunkowym roślinności łąk i pastwisk. Obecnie nie zostały stwierdzone 92 gatunki wykazywane w zdjęciach fitosocjologicznych z lat 60., pojawiło się natomiast 51 gatunków nie występujących dawniej. Analiza charakteru ekologicznego obu tych grup wskazuje, że gatunki, które zanikły, preferują wyższy odczyn gleby i mają większe wymagania w stosunku do światła, a mniejsze w odniesieniu do wilgotności i żyzności gleby w porównaniu do tych, które się pojawiły (ryc. 2).

Analiza średnich wartości wskaźnikowych dla pełnego składu gatunkowego łąk potwierdza zwiększenie udziału gatunków o wyższych wymaganiach w stosunku do wilgotności i żyzności siedliska oraz przywiązanych do niższego odczynu gleby. Tendencje te odzwierciedla pozycja nowo wyróżnionych zbiorowisk w siatce ekologicznej (ryc. 3). Nie uległy natomiast zmianie wartości wskaźników charakteryzujących warunki świetlne i termiczne zbiorowiska.

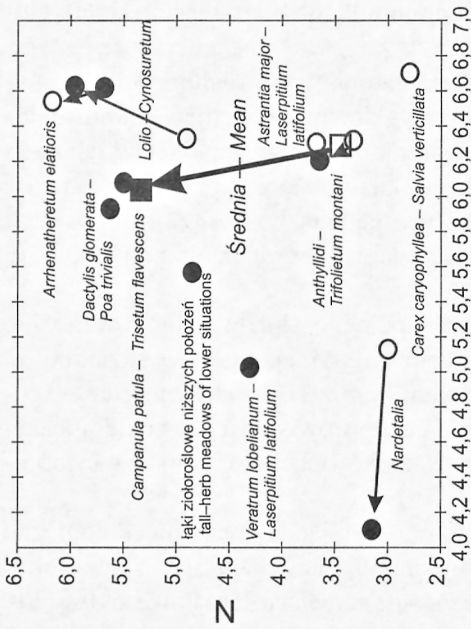
Ten sam kierunek zmian, jaki zaobserwowano porównując wymagania ekologiczne gatunków, które pojawiły się i zanikły, wykazuje analiza ich charakteru syntaksonomicznego. Pojawiły się gatunki leśne z klasy *Quercu-Fagetea* i ziołoroślowe z klasy *Betulo-Adenostyletea* i wzrosła liczba gatunków z rzędu *Molinietalia*. Zanikły natomiast gatunki z klasy *Rhamno-Prunetea* i *Agropyretea* oraz znacznie zmniejszył się udział gatunków z klasy *Festuco-Brometea* (ryc. 4).

Zarysowała się ogólna tendencja zmniejszenia bogactwa gatunkowego i bioróżnorodności zbiorowisk łąkowych. Zmniejszeniu uległa średnia liczba gatunków w zdjęciach, obniżył się wskaźnik różnorodności Shanonna-Wienera i wskaźnik jego równomierności oraz znacznie zwiększył się wskaźnik dominacji Simpsona. Tendencja ta jest widoczna zarówno w zbiorowiskach, które występowały w obu rozpatrywanych okresach czasu, jak i przy porównaniu zbiorowisk występujących w latach 60., a obecnie nie notowanych, w stosunku do tych, które wykształciły się w ostatnim okresie (tab. 2).

Stwierdzono znaczne zwiększenie udziału traw wyrażonego procentowym pokryciem powierzchni we wszystkich zbiorowiskach; udział motylkowatych nieznacznie się zmienił nie wykazując jednakowej tendencji w poszczególnych zbiorowiskach, a wyraźnie zmniejszył się udział pozostałych gatunków, głównie dwuliściennych. Wskaźnik udziału traw w stosunku do wszystkich pozostałych gatunków osiągnął w latach 90. dwukrotnie większą wartość średnią w stosunku do lat 60. W najmniejszym stopniu zmiany te nastąpiły w *Antyllidi-Trifolietum*, a w największym w zespole *Arrhenatheretum elatioris* (tab. 3).

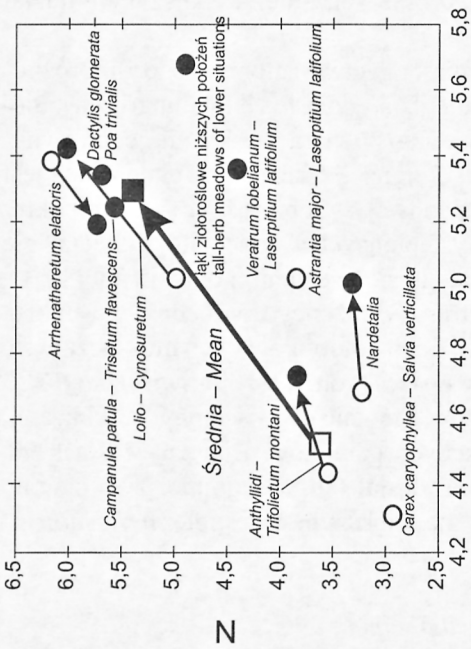
Zmiany charakteru zbiorowisk występujących w latach 60. i 90.

Arrhenatheretum elatioris. Łąka rajgrasowa uległa stosunkowo niewielkim przemianom. Wskazuje na to duże podobieństwo florystyczne zdjęć z lat 60. i 90. (ryc. 5). W

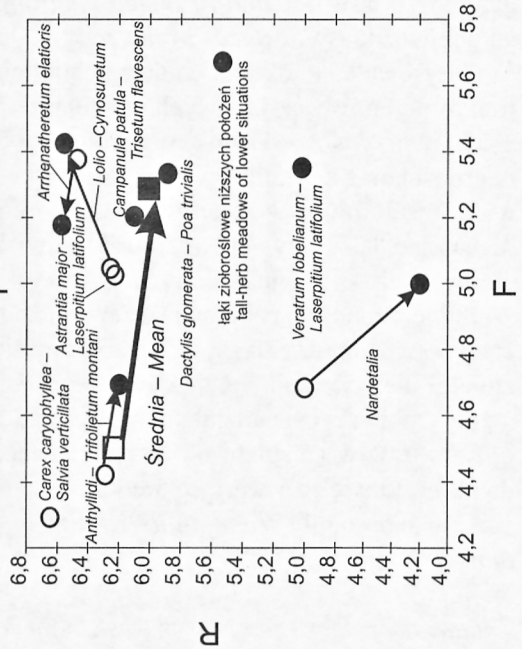


R

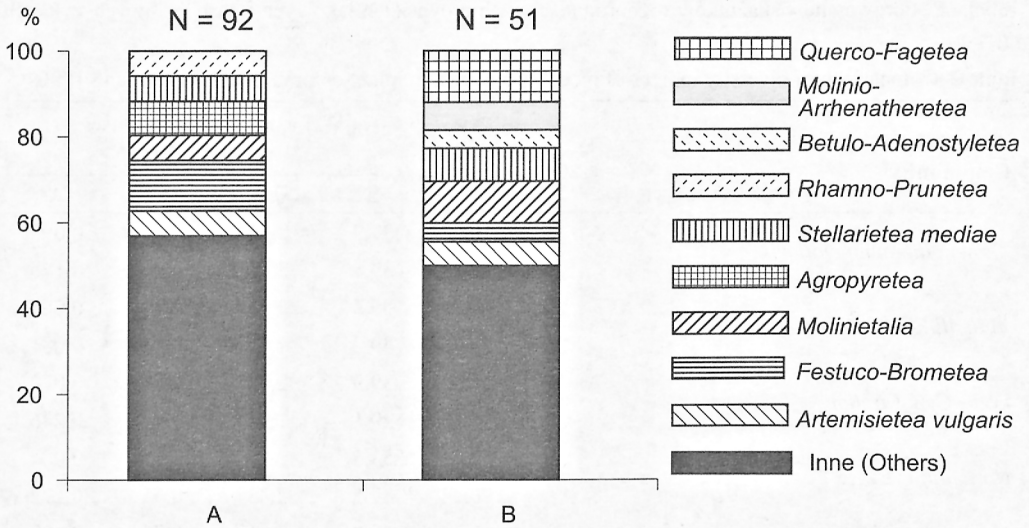
Lata Years	Zbiorowisko Community	Średnia Mean
60.	○	□
90.	●	■



F



Z



Ryc. 4. Przynależność syntaksonomiczna gatunków, które zanotowano: A – tylko w latach 60. i B – tylko w 90. N – liczba gatunków.

Fig. 4. Syntaxonomical affiliation of species noticed: A – only in 1960s and B – only in 1990s. N – number of species.

obu okresach udział gatunków reprezentujących różne jednostki syntaksonomiczne jest podobny (ryc. 6). Utrzymują się – z wyjątkiem jednego – gatunki charakterystyczne zespołu i związku, przy czym zdecydowanie wzrósł udział *Arrhenatherum elatius*, zmniejszył się natomiast udział *Heracleum sphondylium*. Z innych gatunków na podkreślenie zasługuje pojawienie się *Alopecurus pratensis* i znaczący spadek udziału *Anthriscus sylvestris*. Wśród gatunków zmniejszających swój udział lub całkowicie zanikłych jest duża grupa roślin o niskim wzroście: *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris*, *Glechoma hederacea* i in. (tab. 4). Wartości wskaźnikowe Ellenberga wskazują na niewielki spadek wilgotności i żyzności gleby (ryc. 3). Średnia liczba gatunków w zdjęciu nie uległa zmianie, zmniejszyły się jednak wartości wskaźników różnorodności i równomierności przy równoczesnym wzroście wskaźnika dominacji (tab. 2).

Gladiolo-Agrostietum capillarıs. Łąka mieczykowo-mietlicowa reprezentowana jest przez niewielką liczbę zdjęć, co uniemożliwia dokonanie bardziej szczegółowych porównań. Zbiorowisko to już w latach 60. było wykształcone nietypowo. Na diagramie zdjęcia nie tworzą osobnej grupy, lecz wykazują podobieństwo do *Anthyllidi-Trifolietum* i *Arrhenatheretum* (ryc. 5). W latach 90. zbiorowisko to jeszcze bardziej zatraciło swoją

Ryc. 3. Wartości wybranych wskaźników Ellenberga (R – odczyn, N – żyzność, F – wilgotność) dla poszczególnych zbiorowisk; wartości średnie w latach 60. i 90. wyrażone jako średnia ważona uwzględniająca powierzchnię zbiorowisk.

Fig. 3. Ellenberg indices (R – soil acidity, N – trophy, F – soil moisture) in plant communities; mean values for 1960s and 1990s are weighted averages, taking into account the area of communities.

Tabela. 2. Porównanie wskaźników różnorodności w zbiorowiskach łąkowych i pastwiskowych w latach 60. i 90.

Table 2. Comparison of diversity indices of meadow and pasture plant communities in 1960s and 1990s

Zbiorowisko Community	Lata Years	Wskaźniki różnorodności Diversity indices			
		S	H'	E	Λ
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	60.	39,9	2,72	0,74	0,095
	90.	39,8	2,43	0,66	0,170
<i>Anthyllidi-Trifolietum montani</i>	60.	55,5	3,12	0,78	0,065
	90.	49,3	2,96	0,76	0,081
<i>Lolio-Cynosuretum</i>	60.	39,9	2,84	0,78	0,079
	90.	29,1	1,91	0,57	0,246
<i>Nardetalia</i> (fragm.)	60.	53,5	2,97	0,75	0,084
	90.	37,5	2,33	0,65	0,172
<i>Carex caryophyllea</i> – <i>Salvia verticillata</i>	60.	48,8	2,81	0,72	0,093
<i>Astrantia major</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	60.	53,6	2,92	0,73	0,082
<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> (fragm.)	60.	52,3	2,92	0,74	0,085
<i>Campanula patula</i> – <i>Trisetum flavescens</i>	90.	39,5	2,62	0,72	0,118
<i>Dactylis glomerata</i> – <i>Poa trivialis</i>	90.	31,1	2,20	0,64	0,180
<i>Veratrum lobelianum</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	90.	33,5	2,38	0,68	0,135
Łąki ziołoroślowe niższych położeń Tall-herb meadows of lower situations	90.	33,1	2,30	0,66	0,175

Objaśnienia (Explanations): S – liczba gatunków (number of species), H' – współczynnik różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera (Shannon-Wiener diversity index), E – wskaźnik równomierności Shannona-Wienera (Shannon-Wiener evenness index), Λ – współczynnik dominacji Simpsona (Simpson domination index)

odrębność, choć nadal utrzymywało się w nim kilka gatunków charakterystycznych. Na diagramie zdjęcia te usytuowane są w pobliżu łąk ziołoroślowych niższych położeń.

Anthyllidi-Trifolietum montani. Podstawowy skład gatunkowy ciepłolubnej łąki pienińskiej został zachowany. Na diagramie (ryc. 5) zdjęcia z obu okresów wykazują duże podobieństwo. Liczba gatunków reprezentujących poszczególne jednostki syntaksonomiczne pozostała podobna (ryc. 6), natomiast znacznym zmianom uległy stosunki ilościowe poszczególnych gatunków. Zmniejszył się wyraźnie udział gatunków cha-

Ryc. 5. Klasyfikacja i diagram rozproszenia zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w zbiorowiskach łąkowych w latach 60. (zaciemnione) i 90. Dendrogramy skonstruowano na podstawie danych: I – ilościowych (stopnie ilościowości w skali Braun-Blanqueta przeliczono na przeciętny procent pokrycia), II – jakościowych (0,1). Oznaczenie zbiorowisk jak na ryc. 1.

Fig. 5. Classification and dispersion diagram of phytosociological relevés made in meadow communities in 1960s (in shadow) and in 1990s: I – dendrogram constructed on the basis of species abundance, II – dendrogram constructed on the basis of presence/absence of species. Explanation of abbreviations as in fig. 1.

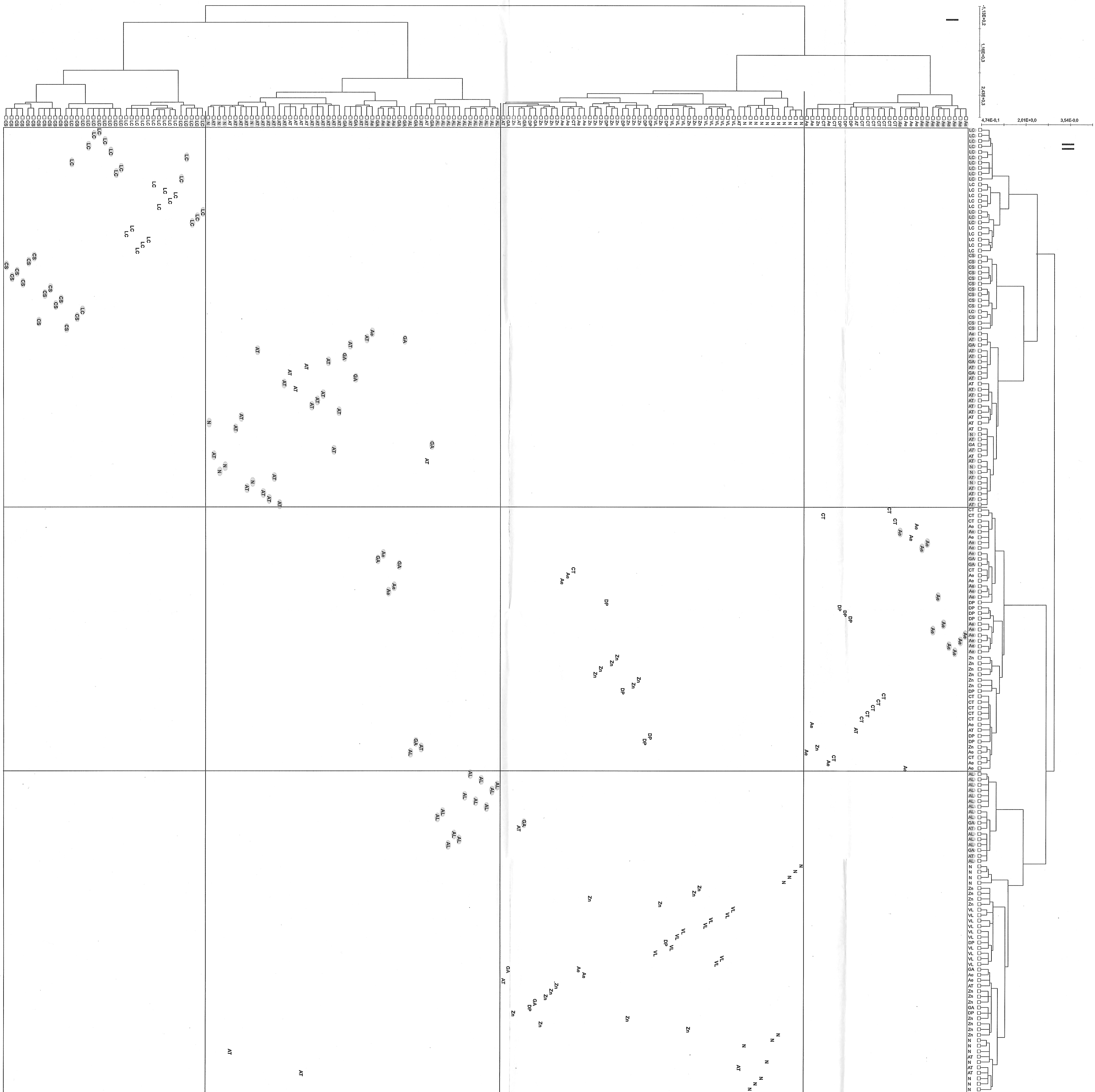


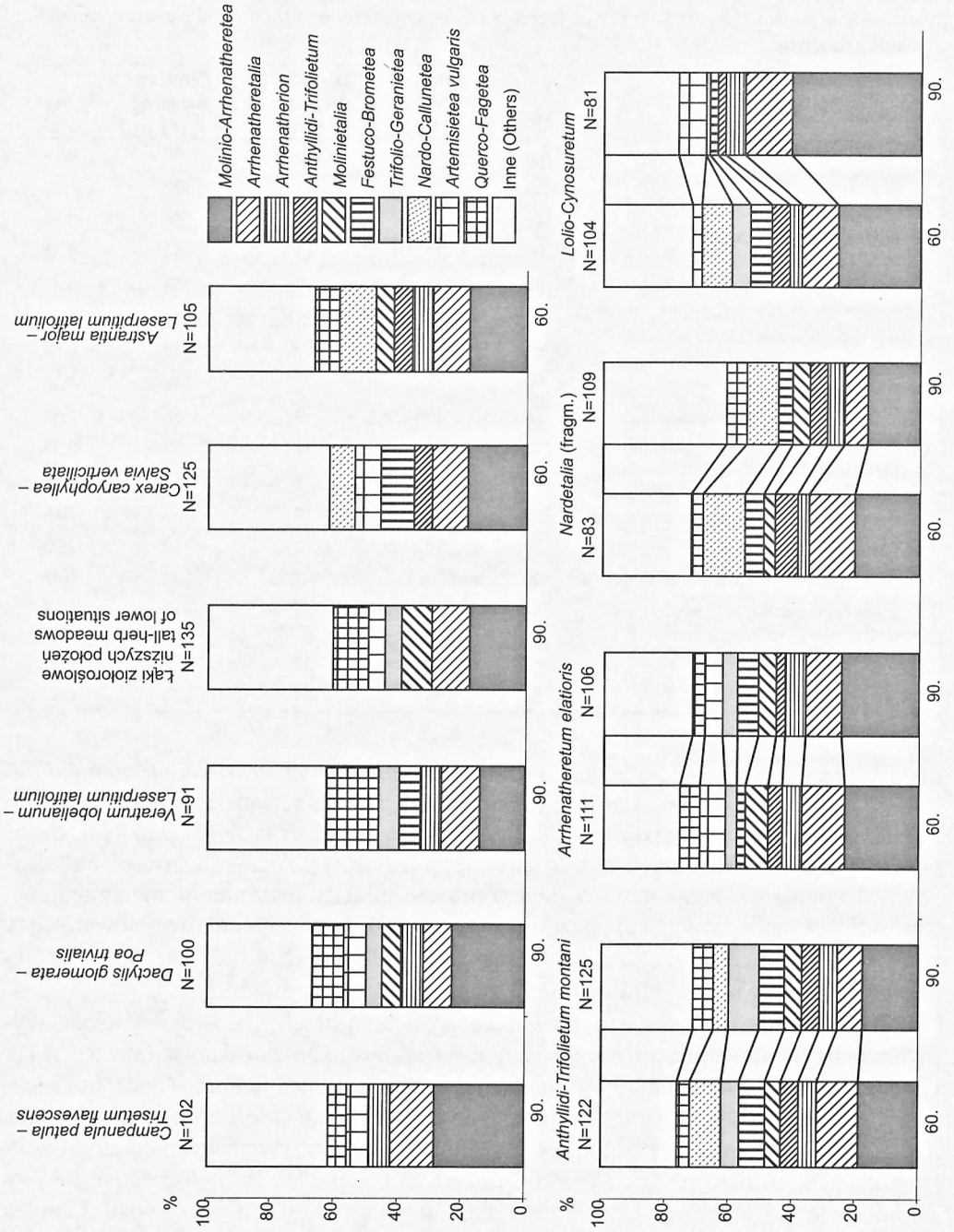
Tabela. 3. Średnie procentowe pokrycie traw, motylkowatych i pozostałych gatunków w zbiorowiskach łąkowych i pastwiskowych w latach 60. i 90.

Table 3. Mean percentage cover of grasses, legumes and other species in meadow and pasture communities in 1960s and 1990s

Zbiorowisko Community	Lata Years	Trawy Grasses [T]	Motylkowate Legumes [M]	Pozostałe Others [P]	T/(M+P)
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	60.	33	9	58	0,49
	90.	55	13	32	1,22
<i>Anthyllidi-Trifolietum montani</i>	60.	25	19	56	0,33
	90.	35	15	50	0,54
<i>Lolio-Cynosuretum</i>	60.	29	17	54	0,41
	90.	51	23	26	1,04
<i>Nardetalia</i> (fragm.)	60.	37	17	46	0,59
	90.	58	4	38	1,38
<i>Carex caryophyllea</i> – <i>Salvia verticillata</i>	60.	25	9	66	0,33
<i>Astrantia major</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	60.	27	11	62	0,37
<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> (fragm.)	60.	39	7	55	0,63
<i>Campamula patula</i> – <i>Trisetum flavescens</i>	90.	44	18	37	0,8
<i>Dactylis glomerata</i> – <i>Poa trivialis</i>	90.	51	9	39	1,06
<i>Veratrum lobelianum</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	90.	30	7	63	0,43
Łąki ziołoroślowe niższych położeń Tall-herb meadows of lower situations	90.	37	3	60	0,59
Średnia	60.	29	13	58	0,41
Mean	90.	45	10	45	0,82

rakterystycznych i wyróżniających dla zespołu: *Anthyllis vulneraria*, *Trifolium montanum* i *Thymus pulegioides*. Stałość i współczynnik pokrycia zwiększyły *Festuca rubra* i *Trisetum flavescens*, zanikły natomiast takie gatunki, jak *Hieracium pilosella*, *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris* i *Hieracium bauhinii* (tab. 5). Analiza wartości wskaźników Ellenberga wskazuje na wzrost wilgotności siedliska, przy niemal nie zmienionej wartości wskaźnika żyzności i odczynu gleby (ryc. 3). Liczba gatunków notowanych w zdjęciu zmniejszyła się o około 10%, zmniejszyły się wskaźniki różnorodności i równomierności, przy niewielkim wzroście wskaźnika dominacji (tab. 2).

Lolio-Cynosuretum. Świeże pastwisko życicowo-grzebieniowce wyraźnie wyróżniało się swoim składem florystycznym od łąk kośnych zarówno w latach 60. jak i obecnie (ryc. 5). Skład gatunkowy pastwisk uległ pewnym zmianom. Znacznie zwiększył się liczbowy udział gatunków łąkowych i ruderalnych (*Molinio-Arrhenatheretea*, *Artemisieteae*), zmniejszył się natomiast udział gatunków przywiązanych do zbiorowisk zajmujących siedliska ubogie (*Nardo-Callunetea*) i ciepłe (*Festuco-Brometea*; ryc. 6). Zmniejszyło się także występowanie gatunków pastwiskowych oraz światłolubnych o niskim wzroście, w tym charakterystycznych zespołu: *Bellis perennis* i *Leontodon autumnalis* oraz *Plantago lanceolata*, *P. media*, *Leontodon hastilis*, *Prunella vulgaris*. Wzrosła natomiast stałość i współczynnik pokrycia traw łąkowych, takich jak *Dactylis*



glomerata, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Alopecurus pratensis*. Wzrósł także udział *Carum carvi* (tab. 6). Analiza wartości wskaźnikowych Ellenberga wskazuje na znaczne zwiększenie wilgotności i żyzności siedliska oraz nieznaczny wzrost odczynu gleby (ryc. 3). Nastąpił wyraźny spadek różnorodności, co znalazło swoje odbicie w niższej o ponad 20% liczbie gatunków w zdjęciu, jak i w pogorszeniu pozostałych wskaźników (tab. 2).

Murawy na siedliskach ubogich z rzędu *Nardetalia* w latach 60. słabo wyodrębniały się od *Anthyllidi-Trifolietum*, natomiast obecnie wykazują podobieństwo do zbiorowisk ziołoroślowych (ryc. 5), a równocześnie są one wewnętrznie na tyle silnie zróżnicowane, że w ich obrębie wyróżniono trzy zbiorowiska (Kaźmierczakowa i in. 2004). Generalnie zmniejszył się liczbowy udział gatunków łąkowych i siedlisk ubogich (*Molinio-Arhenatheretea* i *Nardo-Callunetea*). Duży udział liczbowy gatunków z grupy „innych” jest wynikiem niejednorodności analizowanych muraw (ryc. 6). Zmniejszyła się stałość i współczynnik pokrycia niemal wszystkich gatunków charakterystycznych dla klasy *Nardo-Callunetea*, a szczególnie *Danthonia decumbens*, *Polygala vulgaris*, *Viola canina*. Ponadto zmniejszyły swój udział lub nie wystąpiły w zdjęciach takie gatunki, jak *Leontodon hastilis*, *Trifolium repens*, *Lotus corniculatus*, *Anthyllis vulneraria*. Pojawiło się natomiast szereg nowych gatunków, ale ich udział w pokryciu był znikomy (tab. 7). Analiza wartości wskaźnikowych wskazuje na znaczne zwiększenie zakwaszenia i wilgotności siedliska, przy niezmienionym poziomie żyzności (ryc. 3). Całkowita liczba gatunków zanotowanych w płatach ubogich muraw wzrosła, choć średnio w zdjęciu znacznie zmalała; wskaźniki dowodzą niższej różnorodności biologicznej obecnie niż dawniej (tab. 2).

Charakterystyka zbiorowisk występujących tylko w latach 60.

Łąka ziołoroślowa *Astrantia major* – *Laserpitium latifolium* była zbiorowiskiem dość jednorodnym i wyraźnie odrębnym od pozostałych. Zbiorowisko to odznaczało się dużym udziałem gatunków siedlisk ubogich oraz leśnych (*Nardo-Callunetea* i *Quercu-Fagetea*) oraz brakiem gatunków ciepłolubnych z klasy *Festuco-Brometea* (ryc. 6). W siatce ekologicznej zbiorowisko to sytuje się obok *Anthyllidi-Trifolietum*, lecz jest od niego znacznie bardziej wilgotne (ryc. 3). Ogólna liczba gatunków we wszystkich zdjęciach i średnio w jednym zdjęciu była nieco tylko niższa niż w ówczesnej ciepłolubnej łące pienińskiej, także wskaźniki bioróżnorodności obu zbiorowisk były zbliżone (tab. 2).

Suche pastwisko – zbiorowisko *Carex caryophylla* – *Salvia verticillata* florystycznie było podobne do pastwiska świeżego przez obecność wielu wspólnych gatunków

Ryc. 6. Przynależność syntaksonomiczna gatunków w zbiorowiskach łąkowych i pastwiskowych w obu okresach badań. N – liczba gatunków.

Fig. 6. Syntaxonomical affiliation of species in meadow and pasture plant communities in both study periods. N – number of species.

Tabela 4. Porównanie stałości i współczynnika pokrycia wybranych gatunków w zespole *Arrhenatheretum elatioris* w latach 60. i 90.Table 4. Constancy and cover coefficient of chosen species from *Arrhenatheretum elatioris* in 1960s and 1990s

Jednostka fitosocjologiczna Phytosociological unit	Gatunek Species	Stalność Constancy		Różnica Difference	Wsp. pokrycia Coverage coefficient		Różnica Difference
		60.	90.		60.	90.	
<i>Ch. Arrhenatherion</i>							
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	II	V	3	932	5100	4168
	<i>Galium mollugo</i>	III	V	2	57	435	378
	<i>Tragopogon orientalis</i>	II	III	1	50	120	70
	<i>Heracleum sphondylium</i>	V	V	0	1629	140	-1489
	<i>Campanula patula</i>	IV	IV	0	436	125	-311
	<i>Knautia arvensis</i>	II	II	0	14	20	6
	<i>Crepis biennis</i>	V	III	-2	868	380	-488
	<i>Trifolium repens</i>	V	III	-2	954	565	-389
	<i>Trifolium montanum</i>	II	0	-2	43	0	-43
Gatunki zwiększające udział Increasing species							
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>	0	II	2	0	355	355
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Vicia cracca</i>	III	V	2	57	305	248
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	III	V	2	546	600	54
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cardaminopsis halleri</i>	I	III	2	4	25	21
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Rumex crispus</i>	0	II	2	0	15	15
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Galium boreale</i>	0	II	2	0	15	15
Gatunki zmniejszające udział Decreasing species							
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	IV	0	-4	436	0	-436
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Bellis perennis</i>	IV	0	-4	346	0	-346
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i>	V	II	-3	1643	20	-1623
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Ranunculus repens</i>	V	II	-3	293	20	-273
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	III	0	-3	54	0	-54
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium pratense</i>	V	III	-2	979	75	-904
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	III	I	-2	457	5	-452
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Carum carvi</i>	IV	II	-2	432	20	-412
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cerastium holosteoides</i>	V	III	-2	382	25	-357
<i>Quercu-Fagetea</i>	<i>Aegopodium podagraria</i>	II	0	-2	289	0	-289
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cardamine pratensis</i>	II	0	-2	254	0	-254
<i>Quercu-Fagetea</i>	<i>Astrantia major</i>	II	0	-2	254	0	-254
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Daucus carota</i>	II	0	-2	136	0	-136
<i>Trifolio-Geranieta</i>	<i>Vicia sepium</i>	IV	II	-2	161	65	-96
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>	III	I	-2	61	5	-56
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Armoratia rusticana</i>	II	0	-2	11	0	-11
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Urtica dioica</i>	II	0	-2	11	0	-11

związanych z wypasem, różniło się od niego natomiast dużą liczbą roślin ciepłolubnych (*Festuco-Brometea* i *Trifolio-Geranietea*; ryc. 6). Suche pastwisko charakteryzowały najniższe wskaźniki wilgotności i żyzności oraz najwyższy wskaźnik odczynu gleby w porównaniu z wszystkimi pozostałymi zbiorowiskami (ryc. 3). W zbiorowisku tym występowała stosunkowo duża liczba gatunków, przy umiarkowanej ich liczbie w jednym zdjęciu. Wskaźniki różnorodności biologicznej utrzymywały się na średnim poziomie w stosunku do pozostałych zbiorowisk z lat 60. (tab. 2).

Charakterystyka zbiorowisk występujących tylko w latach 90.

Łąka z dzwonkiem rozpięzchłym i konietlicą łąkową – zbiorowisko *Campanula patula* – *Trisetum flavescens* ogólnym składem florystycznym jest zbliżone do *Arrhenatheretum elatioris* (ryc. 1, 5), co wynika z dużego udziału gatunków ze związku *Arrhenatherion* i wyższych jednostek fitosocjologicznych wspólnych dla obu zbiorowisk (ryc. 6), różni się jednak od niego dominacją konietlicy i większym udziałem *Trifolium pratense* i *T. repens* oraz znacznie mniejszym udziałem *Arrhenatherum elatius* (Kaźmierczakowa i in. 2004). Wartości wskaźnikowe gatunków, za wyjątkiem nieco niższego wskaźnika dla odczynu, są również zbliżone do *Arrhenatheretum* (ryc. 3). Ogólna liczba gatunków w zbiorowisku i średnia w płacie oraz współczynniki różnorodności są także podobne jak w łące rajgrasowej (tab. 2).

Łąka z kupkówką i wiechliną łąkową – zbiorowisko *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis* jest niejednorodne (ryc. 5); skład florystyczny wskazuje, że część płatów wykształciła się na dawnych gruntach ornych i, poprzez występowanie gatunków z klasy *Artemisietea* (ryc. 6), wykazuje podobieństwo do odłogów, inne natomiast powstały na małych polankach śródleśnych w wyniku zaniechania gospodarowania. Charakterystyczna dla zbiorowiska jest obecność gatunków z rzędu *Molinietalia* oraz leśnych z klasy *Quercu-Fagetea* (ryc. 6). Wskaźniki ekologiczne Ellenberga sytuują omawianą łąkę w pobliżu zbiorowiska *Campanula patula* – *Trisetum flavescens* (ryc. 3). Łąka z kupkówką i wiechliną jest uboga florystycznie, zarówno pod względem ogólnej liczby gatunków jak i średniej ich liczby w płacie (tab. 2). Cechuje ją wysoki wskaźnik dominacji i niski wskaźnik różnorodności (tab. 2).

Zbiorowiska łąk ziołoroślowych różnią się dość znacznie od wszystkich pozostałych typów łąk (ryc. 1). W ich obrębie wyróżniono pienińską łąkę ziołoroślową *Veratrum lobelianum* – *Laserpitium latifolium* oraz łąki ziołoroślowe niższych położeń. W niższych położeniach łąki ziołoroślowe są niejednorodne (ryc. 5), zdominowane przez różne gatunki roślin dwuliściennych, rzadziej traw (Kaźmierczakowa i in. 2004), z dużym udziałem gatunków siedlisk wilgotnych (z rzędu *Molinietalia*) i leśnych (ryc. 6). Wartości wskaźnikowe Ellenberga wskazują na przywiązanie łąk ziołoroślowych niższych położeń do siedlisk o najwyższej wilgotności, a o przeciętnej żyzności i odczynie w stosunku do pozostałych typów łąk świeżych (ryc. 3). Wysoka ogólna liczba gatunków w zbiorowisku przy stosunkowo niskiej średniej w płacie wskazuje na niejednorodność florystyczną tych łąk, co potwierdza niska wartość współczynnika różnorodności, a wysoka dominacji.

Łąka ziołoroślowa *Veratrum lobelianum* – *Laserpitium latifolium* wykształca się w wyższych położeniach i odznacza obecnością dość licznej grupy gatunków ciepłolubnych z klasy *Festuco-Brometea* (ryc. 6). W porównaniu do pozostałych łąk ziołoroślo-

Tabela 5. Porównanie stałości i współczynnika pokrycia wybranych gatunków w zespole *Anthyllidi-Trifolietum montani* w latach 60. i 90.Table 5. Constancy and cover coefficient of chosen species from *Anthyllidi-Trifolietum montani* in 1960s and 1990s

Jednostka fitosocjologiczna Phytosociological unit	Gatunek Species	Staość Constancy		Różnica Difference	Wsp. pokrycia Cover coefficient		Różnica Difference
		60.	90.		60.	90.	
Ch. and D. Anthyllidi-Trifolietum							
	<i>Medicago falcata</i>	III	IV	1	183	375	193
	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	IV	V	1	403	180	-223
	<i>Trifolium montanum</i>	IV	V	1	1188	630	-558
	<i>Anthyllis vulneraria</i>	V	II	-3	1218	60	-1158
	<i>Thymus pulegioides</i>	IV	III	-1	568	25	-543
	<i>Salvia verticillata</i>	III	II	-1	323	60	-263
	<i>Polygala comosa</i>	IV	III	-1	80	75	-5
Gatunki zwiększające udział Increasing species							
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trisetum flavescens</i>	II	IV	2	123	635	513
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Festuca rubra</i>	III	V	2	760	1190	430
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>	0	II	2	0	390	390
<i>Agropyretea</i>	<i>Poa angustifolia</i>	0	II	2	0	185	185
	<i>Carex panicea</i>	0	II	2	0	60	60
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Viola hirta</i>	0	II	2	0	20	20
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Gladiolus imbricatus</i>	I	III	2	8	25	18
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Origanum vulgare</i>	0	II	2	0	15	15
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	II	IV	2	58	40	-18
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	II	IV	2	148	125	-23
Gatunki zmniejszające udział Decreasing species							
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Rhinanthus minor</i>	V	II	-3	873	430	-443
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>	IV	I	-3	303	5	-298
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	III	0	-3	93	0	-93
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Plantago media</i>	V	III	-2	790	245	-545
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Leontodon hispidus</i>	IV	II	-2	315	20	-295
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	IV	II	-2	285	60	-225
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Daucus carota</i>	II	0	-2	188	0	-188
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Hieracium bauginii</i>	II	0	-2	173	0	-173
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cerastium holosteoides</i>	IV	II	-2	165	15	-150
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Viola canina</i>	II	0	-2	128	0	-128
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Bellis perennis</i>	II	0	-2	125	0	-125
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium dubium</i>	II	0	-2	125	0	-125
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Campanula rapunculoides</i>	II	0	-2	123	0	-123
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Euphrasia rostkoviana</i>	II	0	-2	123	0	-123
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Phleum pratense</i>	III	I	-2	110	5	-105
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Crepis biennis</i>	III	I	-2	50	10	-40

<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Polygala oxyptera</i>	II	0	-2	40	0	-40
	<i>Hypericum perforatum</i>	III	I	-2	25	5	-20
	<i>Hypochoeris radicata</i>	II	0	-2	18	0	-18
	<i>Echium vulgare</i>	II	0	-2	15	0	-15
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	II	0	-2	15	0	-15
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Stachys germanica</i>	II	0	-2	15	0	-15
<i>Stellarietea mediae</i>	<i>Tussilago farfara</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Veronica officinalis</i>	II	0	-2	13	0	-13

wych wyróżnia się niższymi wartościami wskaźników wilgotności, żyzności i odczynu (ryc. 3). Charakteryzuje ją przeciętna różnorodność gatunków i wyższa jednorodność w porównaniu do pozostałych łąk ziołoroślowych (tab. 2).

Zmiany relacji przestrzennych

W rozpatrywanym okresie 35 lat znacznie wzrosła powierzchnia lasów, a obszar zajęty przez zbiorowiska nieleśne zmniejszył się z 933 ha do 512 ha. Znaczna część powierzchni dawnych łąk zajęta jest obecnie przez las. Równocześnie nastąpiło zmniejszenie powierzchni pól uprawnych z 310 ha w latach 60. do 20 ha w latach 90. Część z nich została zamieniona w łąki, tak że w ostatecznym efekcie powierzchnia łąk nieznacznie wzrosła: na analizowanej powierzchni w latach 60. obszar zajmowany przez łąki wynosił 386 ha, a w latach 90. – 404 ha (tab. 8). Bardzo dużej zmianie uległ natomiast udział poszczególnych zbiorowisk łąkowych.

Największa zmiana dotyczy zespołu ciepłolubnej łąki pienińskiej *Anthyllidi-Trifolietum*, której powierzchnia uległa dziesięciokrotnemu zmniejszeniu, z 274 ha w latach 60. do 28 w latach 90. Zmniejszyła się także powierzchnia *Gladiolo-Agrostietum* (z 15 ha do około 1 ha) i muraw na siedliskach ubogich z rzędu *Nardetalia* (z 23 ha do 4 ha). Na podobnym jak dawniej obszarze występuje *Arrhenatheretum* (12 ha i 11 ha). Obecnie największą powierzchnię zajmują zbiorowiska nie występujące w latach 60.: *Campanula patula* – *Trisetum flavescens* (189 ha), *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis* (76) i kompleks łąk ziołoroślowych niższych położeń (49 ha; tab. 8).

Znacznie zwiększył się natomiast obszar zajmowany przez *Lolio-Cynosuretum*, głównie ze względu na pastwiskowe użytkowanie polany Majerz. Powierzchnia pastwisk świeżych w latach 60. wynosiła 12 ha, podczas gdy w latach 90. – 42 ha.

Porównanie obu map roślinności Parku wskazuje na proces coraz większego rozdrobnienia powierzchni polan. Na skutek naturalnej ekspansji lasu i prowadzonych zalesień nastąpiła fragmentacja dużych polan na szereg drobniejszych. Równocześnie zmniejszeniu uległa powierzchnia niewielkich polan śródleśnych. Efektem tych przemian jest także większe rozdrobnienie zbiorowisk łąkowych. Znajduje to potwierdzenie w mniejszej średniej wielkości płatów, w latach 60. wynoszącej 0,99 ha, podczas gdy w latach 90. tylko 0,57 ha. Prawdopodobnie ta dotyczy wszystkich omawianych jednostek za wyjątkiem pastwisk świeżych (tab. 8).

Na zmniejszenie średniej wielkości powierzchni płatów łąk świeżych pewien wpływ miała także liczba wydzielonych jednostek, która zwiększyła się z 7 do 9, co jednak nie tłumaczy skali obserwowanych zmian.

Tabela 6. Porównanie stałości i współczynnika pokrycia wybranych gatunków w zespole *Lolio-Cynosuretum* w latach 60. i 90.Table 6. Constancy and cover coefficient of chosen species from *Lolio-Cynosuretum* in 1960s and 1990s

Jednostka fitosocjologiczna Phytosociological unit	Gatunek Species	Stalość Constancy		Różnica Difference	Wsp. pokrycia Cover coefficient		Różnica Difference
		60.	90.		60.	90.	
Ch. <i>Cynosurion</i>							
	<i>Leontodon autumnalis</i>	V	II	-3	882	15	-867
	<i>Bellis perennis</i>	V	II	-3	839	15	-824
	<i>Cynosurus cristatus</i>	V	IV	-1	1364	1695	331
Gatunki zwiększające udział Increasing species							
	<i>Poa pratensis</i>	0	IV	4	0	625	625
<i>Arrhenatheretalia</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	I	V	4	4	90	86
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Phleum pratense</i>	II	V	3	43	460	417
<i>Molinietalia</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>	0	III	3	0	25	25
<i>Arrhenatheretalia</i>	<i>Carum carvi</i>	III	V	2	214	845	631
	<i>Poa annua</i>	II	IV	2	132	170	38
<i>Molinietalia</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	I	III	2	7	30	23
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	0	II	2	0	20	20
	<i>Stellaria graminea</i>	0	II	2	0	20	20
	<i>Odontites verna</i>	0	II	2	0	15	15
<i>Arrhenatheretalia</i>	<i>Trisetum flavescens</i>	I	III	2	36	25	-11
<i>Trifolio fragifere</i>							
<i>-Agrostietalia stoloniferae</i>	<i>Ranunculus repens</i>	III	V	2	150	90	-60
Gatunki zmniejszające udział Decreasing species							
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Plantago media</i>	V	I	-4	1282	10	-1272
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Potentilla erecta</i>	IV	0	-4	407	0	-407
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Centaurea jacea</i>	IV	0	-4	279	0	-279
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	V	I	-4	107	10	-97
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Leontodon hastilis</i>	IV	I	-3	1307	5	-1302
	<i>Carex flacca</i>	IV	I	-3	311	5	-306
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Euphrasia rostkoviana</i>	III	0	-3	300	0	-300
	<i>Pimpinella saxifraga</i>	IV	I	-3	289	5	-284
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i>	IV	I	-3	221	5	-216
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Danthonia decumbens</i>	III	0	-3	175	0	-175
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Medicago falcata</i>	IV	I	-3	68	5	-63
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Cirsium vulgare</i>	III	0	-3	25	0	-25
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Knautia arvensis</i>	III	0	-3	25	0	-25
	<i>Euphrasia stricta</i>	III	0	-3	21	0	-21
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	V	III	-2	1714	30	-1684
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	V	III	-2	1182	75	-1107
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium pratense</i>	V	III	-2	804	25	-779

<i>Quercu-Fagetea</i>	<i>Achillea millefolium</i>	V	III	-2	789	75	-714
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Carex caryophylla</i>	II	0	-2	293	0	-293
<i>Nardo-Callumetea</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	II	0	-2	171	0	-171
	<i>Hypochoeris radicata</i>	III	I	-2	125	5	-120
	<i>Briza media</i>	III	I	-2	121	5	-116
	<i>Thymus pulegioides</i>	III	I	-2	93	10	-83
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Trifolium medium</i>	II	0	-2	46	0	-46
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Leontodon hispidus</i>	III	I	-2	54	10	-44
<i>Nardo-Callumetea</i>	<i>Viola canina</i>	II	0	-2	43	0	-43
<i>Nardo-Callumetea</i>	<i>Nardus stricta</i>	II	0	-2	18	0	-18
<i>Quercu-Fagetea</i>	<i>Primula elatior</i>	II	0	-2	18	0	-18
	<i>Ononis arvensis</i>	II	0	-2	18	0	-18
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Linum catharticum</i>	III	I	-2	21	5	-16
<i>Agropyretea</i>	<i>Equisetum arvense</i>	II	0	-2	11	0	-11
<i>Agropyretea</i>	<i>Poa angustifolia</i>	II	0	-2	11	0	-11
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Hieracium bauhinii</i>	II	0	-2	11	0	-11
<i>Nardo-Callumetea</i>	<i>Cuscuta epithymum</i>	II	0	-2	11	0	-11
<i>Nardo-Callumetea</i>	<i>Veronica officinalis</i>	II	0	-2	11	0	-11
<i>Vaccinio-Picetea</i>	<i>Picea abies</i>	II	0	-2	11	0	-11
	<i>Polygala comosa</i>	II	0	-2	11	0	-11

Dyskusja

Roślinność PPN uległa w ciągu ostatnich 35 lat ubiegłego wieku istotnym zmianom. Obecny kierunek zmian jest zgodny z tendencjami obserwowanymi na łąkach pienińskich już 10 lat wcześniej (Zarzycki K. i Korzeniak 1992).

W analizowanym w niniejszej pracy okresie nastąpiło ogólne zubożenie flory łąk wyrażone liczbą gatunków w zdjęciu (przy podobnej wielkości zdjęć), jak i zmniejszenie różnorodności gatunkowej. Łącznie ubyło 35% z notowanych dawniej gatunków, a na ich miejsce przybyło 20% gatunków nowych. Wartości te są prawie identyczne jak w Ojcowskim Parku Narodowym (odpowiednio 32% i 19%; Kornaś i Dubiel 1990). Zaobserwowany we wszystkich zbiorowiskach spadek wskaźnika różnorodności Wienera-Shannona, a zwiększenie wskaźnika dominacji potwierdza ogólne tendencje obniżenia różnorodności obserwowane w zbiorowiskach łąkowych w Europie (Ellenberg 1996, Nösberger i Kessler 1997) i w Polsce (Kornaś i Dubiel 1990, Kotańska 1993b, Barabasz 1997).

Najistotniejszą różnicą w charakterze zbiorowisk łąk świeżych i pastwisk w latach 60. i 90. jest wzrost ich wilgotności i żyzności. Wskazuje na to wartość ekologicznych liczb wskaźnikowych oraz walor syntaksonomiczny gatunków większości zbiorowisk w obu okresach badań. Ten sam kierunek zmian wykazuje analiza ekologiczna i fitosocjologiczna gatunków, które występowały w zdjęciach fitosocjologicznych z lat 60., a obecnie nie zostały stwierdzone, oraz takich, których brak było w latach 60., a występują obecnie (ryc. 2 i 4). Zanikły głównie gatunki o niskim wroście, gatunki przywiązane do siedlisk suchych i mało żyznych. Pojawiły się natomiast gatunki związane z siedliskami wilgotniejszymi i żyzniejszymi.

Tabela 7. Porównanie stałości i współczynnika pokrycia wybranych gatunków w zbiorowisku z rzędu *Nardetalia* w latach 60. i 90.Table 7. Constancy and cover coefficient of chosen species in community *Nardetalia* in 1960s and 1990s

Jednostka fytosocjologiczna Phytosociological unit	Gatunek Species	Stalność Constancy		Różnica Difference	Wsp. pokrycia Cover coefficient		Różnica Difference
		60.	90.		60.	90.	
Ch. Nardo-Callunetea							
	<i>Veronica officinalis</i>	0	II	2	0	18	18
	<i>Hieracium pilosella</i>	IV	II	-2	150	14	-136
	<i>Antenaria dioica</i>	II	0	-2	13	0	-13
	<i>Danthonia decumbens</i>	III	II	-1	450	14	-436
	<i>Nardus stricta</i>	V	IV	-1	2875	2545	-330
	<i>Polygala vulgaris</i>	IV	III	-1	263	23	-240
	<i>Viola canina</i>	IV	III	-1	263	68	-194
	<i>Polygala oxyptera</i>	III	II	-1	138	18	-119
	<i>Potentilla erecta</i>	V	IV	-1	1125	1364	239
Gatunki zwiększające udział Increasing species							
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Filipendula vulgaris</i>	0	III	3	0	150	150
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Galium boreale</i>	0	III	3	0	64	64
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Vicia sepium</i>	0	III	3	0	64	64
<i>Vaccinio-Picetea</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	III	3	0	23	23
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	III	3	0	23	23
<i>Agropyretea</i>	<i>Poa angustifolia</i>	0	II	2	0	732	732
	<i>Stachys officinalis</i>	0	II	2	0	173	173
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Crepis mollis</i>	0	II	2	0	59	59
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trisetum flavescens</i>	0	II	2	0	55	55
<i>Quercu-Fagetea</i>	<i>Astrantia major</i>	0	II	2	0	55	55
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Coronilla varia</i>	0	II	2	0	55	55
	<i>Melampyrum nemorosum</i>	0	II	2	0	55	55
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	II	IV	2	13	32	19
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Veronica officinalis</i>	0	II	2	0	18	18
<i>Nardo-Callunetea</i>	<i>Luzula multiflora</i>	III	V	2	25	41	16
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	0	II	2	0	14	14
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Poa pratensis</i>	0	II	2	0	14	14
	<i>Digitalis grandiflora</i>	0	II	2	0	14	14
Gatunki zmniejszające udział Decreasing species							
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Leontodon hastilis</i>	V	0	-5	1325	0	-1325
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>	V	0	-5	475	0	-475
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium repens</i>	V	I	-4	1125	9	-1116
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	V	I	-4	700	9	-691
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Limum catharticum</i>	V	I	-4	475	5	-470
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	IV	0	-4	38	0	-38
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Rhinanthus minor</i>	V	II	-3	588	255	-333
	<i>Ononis arvensis</i>	IV	I	-3	150	5	-145

<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Centaurea jacea</i>	V	II	-3	163	18	-144
	<i>Thymus pulegioides</i>	V	II	-3	163	18	-144
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium montanum</i>	IV	I	-3	150	9	-141
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Centaurea oxylepis</i>	III	0	-3	138	0	-138
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Tragopogon orientalis</i>	IV	I	-3	38	9	-28
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	IV	I	-3	38	9	-28
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Hieracium bauhinii</i>	III	0	-3	25	0	-25
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium dubium</i>	III	0	-3	25	0	-25
	<i>Gymnadenia conopsea</i>	III	0	-3	25	0	-25
	<i>Platanthera bifolia</i>	III	0	-3	25	0	-25
	<i>Senecio jacobaea</i>	III	0	-3	25	0	-25
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	V	III	-2	1400	68	-1332
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	V	III	-2	1325	150	-1175
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Festuca rubra</i>	V	III	-2	1313	895	-417
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Trifolium pratense</i>	V	III	-2	475	182	-293
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Trifolium medium</i>	V	III	-2	275	27	-248
<i>Festuco-Brometea</i>	<i>Plantago media</i>	III	I	-2	138	5	-133
	<i>Carex flacca</i>	IV	II	-2	38	14	-24
<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Cirsium arvense</i>	III	I	-2	25	5	-20
	<i>Traunsteineria globosa</i>	III	I	-2	25	5	-20
<i>Epilobietea angustifolii</i>	<i>Fragaria vesca</i>	III	I	-2	25	9	-16
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Phleum pratense</i>	III	I	-2	25	9	-16
<i>Agropyretea</i>	<i>Equisetum arvense</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Leontodon autumnalis</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Carum carvi</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Cerastium holosteoides</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	<i>Euphrasia rostkoviana</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Campanula rapunculoides</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Trifolio-Geranietea</i>	<i>Lathyrus sylvestris</i>	II	0	-2	13	0	-13
	<i>Hypochoeris radicata</i>	II	0	-2	13	0	-13
<i>Betulo-Adenostyletea</i>	<i>Hypericum maculatum</i>	V	III	-2	50	105	55

Zwiększyła się różnorodność zbiorowisk łąkowych, co pozwoliło na wyodrębnienie większej liczby jednostek, przy równoczesnym zmniejszeniu się ich wewnętrznej jednorodności i przy mniejszej odrębności pomiędzy poszczególnymi jednostkami. Zanikły lub znacznie zmniejszyły swój zasięg typowe dla Pienin zbiorowiska siedlisk ciepłych i suchych. Dominują obecnie w PPN zbiorowiska łąkowe zbliżone do *Arrhenatheretum elatioris*, szeroko rozprzestrzenione w Karpatach.

Wydaje się, że wywołane jest to kilkoma czynnikami działającymi kompleksowo. U podstawy obserwowanych przemian zbiorowisk leżą zmiany gospodarczo-społeczne, które dokonały się w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat. Rolnictwo przestało być głównym źródłem dochodów miejscowej ludności. Prywatni właściciele gruntów rolnych na obszarze Parku znacznie ograniczyli produkcję rolną. Świadczy o tym drastyczne zmniejszenie powierzchni pól. Taka sama tendencja obserwowana jest także w Ojcow-

Tabela 8. Zmiany liczby płatów oraz powierzchni zbiorowisk łąkowych i pastwiskowych na mapach roślinności PPN w latach 60. i 90.

Table 8. Changes in number of phytocenoses and the area of meadow and pasture communities on the vegetation maps of the Pieniny National Park in 1960s and 1990s

Zbiorowisko Community	Powierzchnia Area [ha]		Liczba płatów Number of phytocenoses		Średnia powierzchnia płatu Mean area of phytocenose [ha]	
	60.	90.	60.	90.	60.	90.
Zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe Meadow and pastures communities	386,4	403,5	390	703	0,99	0,57
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	12,3	10,9	11	14	1,1	0,8
<i>Anthyllidi-Trifolietum montani</i>	273,5	27,8	225	68	1,2	0,4
<i>Campanula patula</i> – <i>Trisetum flavescens</i>		189,0		172		1,1
<i>Dactylis glomerata</i> – <i>Poa trivialis</i>		75,9		137		0,6
<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> (fragm.)	15,0	0,9	34	4	0,4	0,2
Łąki ziołoroślowe niższych położeń Tall-herb meadows of lower situations		49,4		253		0,2
<i>Veratrum lobelianum</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>		3,9		9		0,4
<i>Lolio-Cynosuretum</i>	11,9	42,1	18	16	0,7	2,6
<i>Nardetalia</i> (fragm.)	22,7	3,6	52	30	0,4	0,1
<i>Astrantia major</i> – <i>Laserpitium latifolium</i>	21,3		35		0,6	
<i>Carex caryophyllea</i> – <i>Salvia verticillata</i>	29,7		15		2,0	
Pola Arable land	310,0	20,4	90	33	3,4	0,6
Odłogi Fallow land	–	5,9	0	12	–	0,5
Razem użytki rolne Total agricultural land	697,4	429,8	480	748		

skim Parku Narodowym, gdzie nastąpiło zmniejszenie powierzchni pól ornych o 2/5 w ciągu 30 lat (Kornaś i Dubiel 1990). Porównanie obu map roślinności PPN wykazuje, że znaczną część dawnych pól uprawnych obecnie zajmują łąki, natomiast dawne powierzchnie łąkowe uległy wtórnej sukcesji leśnej lub zostały zalesione. Porzucane były w pierwszej kolejności łąki trudno dostępne i o niskiej produktywności, natomiast dla zapewnienia odpowiedniej ilości paszy przekształcano w łąki dawne pola orne. W związku z tym obecnie znaczna część zbiorowisk łąkowych rozwija się na siedliskach porolnych. Położone są one zwykle na znacznie żyzniejszych i głębszych glebach niż dawne łąki, gdyż takie siedliska przeznaczano pierwotnie na grunty orne, gorsze wykorzystując jako łąki i pastwiska (Prończuk i Grzyb 1976). Siedliska powstałe na miejscu dawnych gruntów ornych są zwykle dość żyzne również w wyniku wcześniejszego nawożenia (Dubiel 1984).

Na takich siedliskach porolnych występują obecnie głównie dwa zbiorowiska: *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis* i *Campanula patula* – *Trisetum flavescens*, oba zbliżone do zespołu *Arrhenatheretum elatioris*, który to zespół zajmuje siedliska odpowiednie także dla upraw ornych (Nowiński 1967). Niska odrębność florystyczna obu tych zbiorowisk, nie pozwalająca na nadanie im rangi zespołów, może wynikać ze zbyt krótkiego czasu ich kształtowania się oraz nieregularności zabiegów gospodarczych lub ich braku. Zbiorowiska takie, o niewielkiej liczbie gatunków charakterystycznych lub zubożonym składzie gatunkowym, występują często na odłogowanych lub od niedawna użytkowanych kośnie gruntach ornych (Kornaś i Dubiel 1990, Dubiel i in. 1999, Barabasz-Krasny 2002). W latach 60. w Pieninach podobny skład gatunkowy i wartości wskaźnikowe wykazywały płaty ówczesnego zespołu *Arrhenatheretum elatioris*. Zbiorowisko to występowało wtedy głównie na Krasie, w mozaice z polami ornymi (Grodzińska i in. 1982). Można z dużym prawdopodobieństwem założyć, że wówczas płaty tej łąki rozwinęły się także na dawnych gruntach ornych, gdyż w latach 30. cały obszar Krasu był użytkowany jako pola (Pieniny... 1937). Wskazuje na to również obecność wówczas w tym zbiorowisku takich gatunków, jak *Urtica dioica*, *Anthriscus sylvestris* i *Armoracia rusticana*, pojawiających się na łąkach niedawno powstałych na gruntach ornych. Są one także obecnie typowymi składnikami odłogów w Pieninach (Dubiel 2004).

Zamiana pól ornych na użytki zielone odbywała się po II wojnie światowej na wielu terenach polskich Karpat. Powstające zbiorowiska łąkowe po pewnym czasie upodabniały się do typowych zbiorowisk łąkowych trwałych użytków zielonych. Zjawisko to na dużą skalę następowało w Małych Pieninach i części Beskidu Sądeckiego (Kostuch 1976). Przebieg zmian florystycznych i końcowy skład florystyczny zbiorowisk zależał w dużym stopniu od warunków siedliskowych i sposobu użytkowania. W górach od dawna stosuje się także przemienne użytkowanie gruntów, polegające na zaorywaniu łąk, kilkuletnim użytkowaniu ornym i powtórным przekształcaniu w łąki poprzez zasiew mieszanek traw lub samozadarnienie. W przypadku krótkiego okresu użytkowania ornego, większość gatunków łąkowych powraca szybko (Włodarczyk 1956). W wielu jednak wypadkach odtwarzanie zbiorowisk może trwać kilkadziesiąt lat, jak w Tatrach i na Podtatrzu, gdzie występowanie typowych płatów *Gladiolo-Agrostietum* związane było głównie z polanami, które od dłuższego czasu (lub nigdy) nie były zaorywane (Pawłowski i in. 1960).

W latach 60. w Pieninach trwał już proces przekształcania gruntów ornych położonych w najmniej korzystnych miejscach w użytki zielone. Obserwowano już wówczas także odłogowanie łąk. Większa ich część była jednak użytkowana. Łąki były koszone nisko i przy tym skąpo lub wcale nie nawożone (Kinasz 1976). Lata siedemdziesiąte to okres intensyfikacji użytkowania. Wynikało to z promowania nawożenia mineralnego i zagospodarowania łąk metodą pełnej uprawy z wysiewem uprawnych odmian roślin łąkowych, a zwłaszcza wysokich traw. W tym czasie rozpowszechniła się na terenie Pienin polowa uprawa traw pastewnych (kupkówka pospolita, tymotka łąkowa, rajgras wyniosły, życica trwała) bądź uproszczonych mieszanek traw i roślin motylkowatych (Kostuch 1982). Początkowo były one traktowane jako użytki przemienne, ale później często przekształcano je w trwałe użytki zielone.

Wynikiem wysiewu gatunków uprawnych i przeniesienia użytków zielonych na żyźniejsze siedliska porolne jest zwiększenie udziału traw, zwłaszcza gatunków wysokoplennych, jak *Dactylis glomerata* i *Alopecurus pratensis*. Ten ostatni gatunek był dawniej bardzo rzadki w Pieninach (Zarzycki K. 1981), a w wykorzystanych materiałach archiwalnych w ogóle się nie pojawił. Rozprzestrzenianie się uprawnych gatunków traw stwierdzono w zbiorowiskach łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* także w Wielkopolsce (Kryszak i Grynia 2001), w Ojcowskim Parku Narodowym (Kornaś i Dubiel 1990), na Pogórzu Wielickim (Kotańska 1993b), w Bieszczadach (Denisiuk i Korzeniak 1999) i w Magurskim Parku Narodowym (Dubiel i in. 1999). Wzrost udziału tych gatunków związany jest także ze zwiększeniem dostępności azotu w glebie, np. przez zaniechanie usuwania biomasy, co szczególnie sprzyja rozwojowi *Dactylis glomerata* (Widera 1989, Beltman i in. 2003).

Następnym czynnikiem gospodarczym, który przyczynił się do zmiany charakteru zbiorowisk łąkowych, było zaprzestanie jesienno-wiosnowego wypasu zwierząt na łąkach. Jego skutkiem jest wyraźne zmniejszenie udziału wielu drobnych, światłolubnych gatunków, jak *Bellis perennis*, *Cynosurus cristatus*, *Leontodon hispidus*, *Prunella vulgaris*, *Trifolium repens*. Szczególnie koniczyna biała jest silnie powiązana z wypasem zwierząt (Hejcman i in. 2004). W tradycyjnym gospodarowaniu, na zwykle mało żyznych, górskich łąkach zbierano tylko jeden pokos, a ruń odrastająca późnym latem i jesienią spasana była bydłem. Taki sposób gospodarowania stosowano powszechnie w wielu częściach Europy (Ellenberg 1996), także w różnych częściach Karpat (Pawłowski i in. 1960, Zarzycki J. 2002). Pewien wpływ na ograniczenie występowania tych gatunków może mieć także zmniejszenie wysokości koszenia, związane z zastąpieniem koszenia ręcznego przez mechaniczne (Kostuch i Kuc 1973, Kinasz 1976).

Zaniechanie wypasu doprowadziło do zupełnego zaniku na obszarze Pienińskiego PN suchych pastwisk *Carex caryophylla* – *Salvia verticillata*; ich miejsce zajęła wtórna kserotermiczna murawa z gatunkami łąkowymi *Origano-Brachypodium phleotsum* lub zarośla. Suche pastwiska są jako jedne z pierwszych wyłączane z użytkowania przy ograniczaniu pogłowia zwierząt gospodarskich. Wynika to z niskiej produktywności takich pastwisk i słabej wartości pokarmowej runi. Zaprzestanie użytkowania zbiorowisk kserotermicznych, powodujące ich zarastanie, obserwowane jest powszechnie (Michalik 1990, Towpasz 1992, Dzwonko i Loster 1998).

Duża stosunkowo powierzchnia, jaką w PPN zajmują obecnie pastwiska świeże *Lolio-Cynosuretum*, wynika natomiast z wprowadzenia na polanie Majerz kulturowego wypasu owiec i bydła. W przeciwieństwie do dawnego intensywnego wypasu, obecne użytkowanie ma charakter przemienny, kośno-pastwiskowy i podlega wielu ograniczeniom (Wróbel 2000). Znajduje to odbicie w składzie florystycznym zbiorowiska, w którym znacznie zwiększył się udział wysokich traw łąkowych, będących częściowo pozostałością poprzedniego użytkowania kośnego (Kostuch 1982), a zmniejszył udział typowych gatunków pastwiskowych. Poza polaną Majerz, pastwisk prawie się w Parku nie spotyka.

Ważnym czynnikiem antropogenicznym jest eutrofizacja środowiska, uważana za jeden z istotniejszych czynników wpływających na obserwowane obecnie powszech-

nie zmiany w roślinności (Bobbink i in. 1998). W zbiorowiskach nieleśnych powoduje ona znaczne ograniczenie różnorodności gatunkowej (Kornaś i Dubiel 1990, Kotańska 1993a, Wojtuń i in. 1995, Willems i van Nieuwstadt 1996). Spowodowana może być dopływem związków azotu z zanieczyszczeń atmosferycznych, zwiększonym nawożeniem azotowym oraz akumulacją azotu wywołaną zmniejszeniem intensywności lub zaniechaniem użytkowania. Depozycja związków azotu może być przyczyną znaczących zmian florystycznych, zwłaszcza w przypadku siedlisk oligotroficznycych (Ellenberg 1985, Wojtuń i in. 1995). Ilość dostarczanych tą drogą związków azotowych wynosi w Karpatach około 20 kg N na hektar i od kilkadziesiątu lat prawie się nie zmienia (Pawlik-Dobrowolski 1983, Misztal i Smoroń 2003). W przypadku stosunkowo żyznych gleb pienińskich i regularnego usuwania biomasy, ilość dopływającego w ten sposób azotu wydaje się jednak nie mieć decydującego wpływu na obserwowane zmiany florystyczne użytkowanych zbiorowisk. W doświadczeniach Kinasza (1976) i Pancer-Kotejowej (1977) stwierdzono brak wpływu niewielkich dawek azotu na skład florystyczny runi łąk pienińskich, wyższe dawki powodowały już jednak zwiększenie udziału traw, a zmniejszenie udziału innych gatunków, zwłaszcza motylkowatych. O niewielkim wpływie opadu związków azotu może świadczyć znikomy wzrost wskaźnika żyzności obliczony dla *Anthyllidi-Trifolietum* w latach 60. i 90., którego zachowane płyty utrzymują się na dawnych miejscach i podlegają koszeniu w ramach ochrony czynnej. Podobnie niewielkie zmiany we wskaźniku żyzności w tradycyjnie użytkowanych zbiorowiskach łąkowych stwierdzono w badaniach prowadzonych w różnych częściach Polski (por. np. Kornaś i Dubiel 1990, Kotańska 1993b, Barabasz 1997).

Niewielkie zmiany florystyczne w okresie ostatnich 70 lat stwierdzono także na łąkach ukraińskich Karpat Wschodnich, użytkowanych do tej pory w podobny sposób od dziesiątków lat (Zarzycki J. 2002), a położonych na terenach o zbliżonym do pienińskiego poziomie opadu związków azotowych. Większe znaczenie może mieć depozycja azotu na zbiorowiska, z których nie jest usuwana biomasa. Wynikiem tego nie jest gromadzenie się składników pokarmowych w glebie (Köhler i in. 2001), lecz w biomacie (Pancer-Kotejowa 1977, Zarzycki J. i Szymacha 2003), która może ulegać mineralizacji. Dlatego też na niekoszonych łąkach obserwuje się zwiększenie wskaźnika żyzności (Kotańska 1993b, Barabasz 1997, Zarzycki J. i Szymacha 2003). W warunkach nizinnych i na stosunkowo żyznych glebach, na łąkach niekoszonych pojawiają się, często w dużych ilościach, gatunki nitrofilne (Kornaś i Dubiel 1990, Kotańska 1993a, Dubiel i in. 1999, Barabasz-Krasny 2002). W Pieninach brak koszenia dawnych użytków zielonych, położonych na mało żyznych glebach, powoduje wykształcenie się łąk ziołoroślowych, o dominacji wieloletnich bylin dwuliściennych, które uniemożliwiają rozwój roślin o niewielkim wzroście. W efekcie prowadzi to do zmniejszenia różnorodności gatunkowej. Ten kierunek przemian roślinności łąkowej ma miejsce także w Babiogórskim (Zarzycki J. 1999), Tatrzańskim (Kaźmierczakowa i in. 1990) i Bieszczadzkim PN (Denisiuk i Korzeniak 1999). Obserwowany jest także w warunkach doświadczalnych (Ryser i in. 1995).

Nawożenie jest następnym czynnikiem, który odgrywa zwykle decydującą rolę w kształtowaniu się składu florystycznego łąk i pastwisk. Łąki pienińskie, szczególnie te oddalone od gospodarstw, zwykle były nienawożone lub tylko sporadycznie nawo-

zone obornikiem. W latach 70. zaczęło dominować nawożenie mineralne, zwłaszcza azotowe. Od początku lat 90. nastąpiło z kolei zmniejszenie stosowania nawozów mineralnych, jednak siedliska pozostały zmienione, gdyż wpływ nawożenia utrzymuje się nawet przez kilkadziesiąt lat (Dähler 1992). W wielu krajach europejskich, w przypadku odtwarzania wielogatunkowych zbiorowisk łąkowych, wpływ stosowanego w przeszłości wysokiego nawożenia jest głównym czynnikiem utrudniającym ten proces (Berendse i in. 1992, Oomes 1992, Brussaard i in. 1996).

Konsekwencją większej dostępności azotu jest wzrost biomasy, głównie przez zwiększenie udziału traw. Tendencja ta obserwowana jest w wielu biocenozach zarówno naturalnych (Wojtuń i in. 1995, Bobbink i in. 1998), jak i półnaturalnych (Pancer-Kotejowa 1977, Kornaś i Dubiel 1990, Kotańska 1993b, Barabasz 1997, Bobbink i in. 1998, Beltman i in. 2003). Zgodnie z teorią asymetrycznej konkurencji (Weiner 1990), efektem jest wyginięcie gatunków o niewielkim wzroście, nie wytrzymujących konkurencji o światło. Powszechnie znana jest negatywna korelacja pomiędzy wielkością biomasy a różnorodnością gatunkową w zbiorowiskach łąkowych (Kostuch 1987, Kaźmierczakowa i in. 1990, Willems i van Nieuwstadt 1996, Barabasz 1997). Stwierdzono także, że często różnorodność gatunkowa jest silniej skorelowana z udziałem traw w biomase runi niż z całkowitą biomasą (Bobbink 1991, Willems i van Nieuwstadt 1996). Zgodne jest to z wynikami uzyskanymi w PPN, gdzie zaobserwowano znaczny wzrost udziału traw i spadek różnorodności gatunkowej.

Na wzrost wilgotności siedlisk składa się szereg przyczyn, z których najważniejsze to zmiana w użytkowaniu rolniczym. Decyduje tutaj brak koszenia i usuwania biomasy. Nagromadzona masa martwych części roślin w okresie opadów zatrzymuje duże ilości wody (Kaźmierczakowa 1992), która jest stopniowo odprowadzana do gleby, natomiast w okresie suchym ogranicza parowanie gleby. Wzrost wilgotności wiąże się także ze zmniejszeniem się powierzchni polan, co powoduje wzrost długości granicy łąkowo-leśnej w stosunku do powierzchni. Zwiększa to udział powierzchni będącej pod bezpośrednim oddziaływaniem lasu. Charakteryzuje się ona specyficznym mikroklimatem przez dłuższe zaleganie śniegu oraz większe ocienienie i zmniejszenie siły wiatru, przez co ograniczone jest parowanie (Tomanek 1956). Z badań Podolskiego (2002) wynika, że oddziaływanie drzew na pola o wystawie zachodniej i południowej obejmuje pas o szerokości równej wysokości drzew, a o wystawie wschodniej i północnej – 1,5 tej wartości.

Na długofalowe, kierunkowe przemiany roślinności nakładają się zmiany fluktuacyjne, często o nieustalonych przyczynach. Wprawdzie regularne zabiegi gospodarcze powodują wykształcenie się zbiorowisk roślinnych, które utrzymują w miarę stały skład gatunkowy (Dodd i in. 1995), to jednak zmiany w występowaniu, a zwłaszcza w udziale poszczególnych gatunków następują także niezależnie od regularności stosowanych zabiegów. Wywołane są one przez zmienne warunki pogodowe, a zwłaszcza dostępność wody oraz fluktuacje wynikające z biologii poszczególnych gatunków (Dodd i in. 1995, Ryser i in. 1995). Również w zbiorowiskach łąkowych PPN podlegających regularnemu koszeniu zachodzą coroczne zmiany w udziale ilościowym gatunków, a nawet różnice w składzie florystycznym (Pancer-Kotejowa 1977, Wróbel 2006).

W rozpatrywanym okresie zmniejszył się walor zbiorowisk łąkowych w Pieninach. Jest to efektem ogólnego obniżenia ich różnorodności biologicznej i bogactwa gatunkowego, jednakże zasadniczą przyczyną jest zmiana stosunków powierzchniowych poszczególnych zbiorowisk. W latach 60. zbiorowiskiem dominującym była ciepłolubna łąka pienińska *Anthyllidi-Trifolietum*, o niezwykle bogactwie gatunkowym i wysokich walorach estetycznych. Obecnie największe powierzchnie zajmują znacznie mniej bogate zbiorowiska *Campanula glomerata* – *Trisetum flavescens* i *Poa trivialis* – *Dactylis glomerata* oraz nieużytkowane łąki ziołoroślowe.

Wnioski

1. Najważniejszą przyczyną przemian zbiorowisk łąkowych PPN są zmiany gospodarowania.
2. Brak usuwania biomasy spowodował zmiany florystyczne świadczące o ogólnym wzroście żyzności i wilgotności siedlisk.
3. Znaczna część obecnych łąk występuje w miejscu dawnych pól. Wyższa żyzność siedlisk porolnych oraz stosunkowo krótki okres kształtowania się tych łąk spowodował, że nowo powstałe zbiorowiska cechuje niska różnorodność biologiczna przy stosunkowo dużej bujności.
4. W najmniejszym stopniu zmieniły się te zbiorowiska, które użytkowane są w tradycyjny sposób i których płaty utrzymują się na tych samych powierzchniach, co dawniej.
5. Zachowanie różnorodności łąk na terenie PPN wymaga stosowania zabiegów dobrych do pożądanego rodzaju zbiorowiska.

Podziękowania

Dziękujemy Panu Profesorowi Kazimierzowi Zarzyckiemu za udostępnienie materiałów archiwalnych. Praca została wykonana w ramach grantu KBN 6P04F 012 20 „Dynamika roślinności Pienińskiego Parku Narodowego – kierunek i zakres zmian w latach 1965-2000.”

Piśmiennictwo

- Barabasz B. 1994. Wpływ modyfikacji tradycyjnych metod gospodarowania na przemiany roślinności łąk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* – The effect of traditional management methods modifications on changes in meadows of *Molinio-Arrhenatheretea* class. *Wiad. Bot.* 38, 1/2: 85-94.
- Barabasz B. 1997. Zmiany roślinności łąk w północnej części Puszczy Niepołomickiej w ciągu 20 lat – Changes in the meadows of the northern part of the Niepołomice forest during twenty years. *Studia Naturae* 43: 1-99.
- Barabasz-Krasny B. 2002. Sukcesja roślinności na łąkach, pastwiskach i nieużytkach porolnych Pogórza Przemyskiego – The succession of vegetation on the meadows, pastures and barren agricultural areas in the Przemyśl Foothills (south-eastern Poland). *Fragm. Flor. Geobot., Supplementum* 4: 3-81.
- Beltman B., van den Broek T., Martin W., ten Cate M., Gusewell S. 2003. Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. *Bull. Geobot. Inst. ETH* 69: 17-30.

- Berendse F., Oomes M.J.M., Altena H.J., Elberse W.T. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 62: 59-65.
- Bobbink R. 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *J. Appl. Ecol.* 28: 28-41.
- Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G.M. 1998. The effect of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi natural European vegetation – a review. *J. Ecology* 86: 717-738.
- Brussaard L., Bakker J.P., Olff H. 1996. Biodiversity of soil biota and plants in abandoned arable fields and grasslands under restoration management. *Biodiversity and Conservation* 5: 211-221.
- Dähler W. 1992. Long term influence of fertilization in a Nardetum. b) Results from the test plots of Dr. W. Lüdi on the Schynige Platte. *Vegetatio* 103: 141-150.
- Denisiuk Z., Korzeniak J. 1999. Zbiorowiska nieleśne krainy dolin Bieszczadzkiego Parku Narodowego – Non-forest plant communities of the lower forest zone in the Bieszczady National Park. *Monografie Bieszczadzkie* 5: 3-162.
- Dodd M.E., Silvertown J., McConway K., Potts J., Crawley M. 1995. Community stability: a 60-year record of trends and outbreaks in the occurrence of species in the Park Grass Experiment. *J. Ecol.* 83: 277-285.
- Dubiel E. 1984. Dolina Wierzbanówki: 5. Rozwój roślinności na odłogach – The Wierzbanówka Valley: 5. Succession of vegetation on abandoned fields. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Bot.* 12: 97-112.
- Dubiel E. 2004. Zbiorowiska segetalne Pienińskiego Parku Narodowego – Segetal communities of the Pieniny National Park. *Studia Naturae* 49: 307-323.
- Dubiel E., Stachurska A., Gawroński S., 1999. Zbiorowiska roślinne Magurskiego Parku Narodowego (Beskid Niski) – Non-forest plant communities in the Magura National Park (Beskid Niski Mts.). *Prace Bot. UJ* 33: 1-60.
- Dzwonko Z., Loster S. 1998. Ochrona półnaturalnych muraw nawapiennych we współczesnym krajobrazie: dynamika roślinności po wycięciu drzew – Conservation of semi-natural limestone grasslands in modern landscape: dynamics of vegetation after tree cutting. *Ochr. Przyr.* 55: 3-23.
- Ellenberg H. (jun.) 1985. Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 135: 19-39.
- Ellenberg H. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Ellenberg H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Germany.
- Grodzińska K., Jasiewicz A., Pancer-Kotejowa E., Zarzycki K. 1982. Mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego – Vegetation map of the Pieniny National Park (Western Carpathians), 1965-1968. Skala 1 : 10000. Załącznik do: Zarzycki K. (red.). *Przyroda Pienin w obliczu zmian.* *Studia Naturae*, ser. B, 30.
- Hejcman M., Parlu V., Gaisler J. 2004. Vegetation structure under unmanaged, grazed and cut grassland in the Giant Mountains, Czech Republik. *Grassland Science in Europe* 9: 213-215.
- Każmierczakowa R. (red.). 1990. Wypas owiec a zachowanie polan regłowych w Tatrach – Sheep grazing and of glade biocenoses in the Tatra Mts. *Studia Naturae*, ser. A, 34: 1-173.
- Każmierczakowa R. 1992. Skład florystyczny i biomasa runi nie użytkowanych łąk pienińskich oraz zmiany wywołane jednorazowym skoszeniem – Floral composition and plant biomass of non-utilized meadows in the Pieniny Mountains caused by single moving. *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 2: 13-24.
- Każmierczakowa R., Kusińska M., Kwiatkowska A., Poznańska Z., Rams B. 1990. Produktywność zbiorowisk łąkowych polan regłowych w Tatrach – Productivity of meadow communities in the Tatra glades. *Studia Naturae*, ser. A, 34: 77-111.

- Kaźmierczakowa R., Zarzycki J., Wróbel I., Vončina G. 2004. Łąki, pastwiska i zbiorowiska siedlisk wilgotnych Pienińskiego Parku Narodowego – Meadows, pastures and wet habitat communities of the Pieniny National Park. *Studia Naturae* 49: 195-251.
- Kinasz W. 1976. Ekologiczne podstawy zarządzania łąk w Pienińskim Parku Narodowym – Ecological basis of the management of the meadows of the Pieniny National Park. *Ochr. Przyr.* 41: 77-118.
- Köhler B., Ryser P., Güsewell., Gigon A. 2001. Nutrient availability and limitation in traditionally mown and in abandoned limestone grasslands: a bioassay experiment. *Plant and Soil* 230: 323-332.
- Kornaś J. 1990. Jak i dlaczego giną nasze zespoły roślinne – Recent decay of plant associations in Poland. *Wiad. Bot.* 34, 2: 7-16.
- Kornaś J., Dubiel E. 1990. Przemiany zbiorowisk łąkowych w Ojcowskim Parku Narodowym w ostatnim trzydziestolecu – Changes in the vegetation of hay-meadows in Ojców National Park. *Prądnik – Prace Muz. Szafera*, 2: 97-106.
- Kostuch R. 1976. Succession trends of mountain grassland vegetation formed by self-sodding of fallow arable land. *Polish Ecological Studies* 2: 129-134.
- Kostuch R. 1982. Rolnictwo i pasterstwo regionu pienińskiego. W: Zarzycki K. (red.). *Przyroda Pienin w obliczu zmian*. *Studia Naturae*, ser. B, 30: 444-456.
- Kostuch R. 1987. Zmiany florystyczne w runi górskich użytków zielonych zachodzące pod wpływem zróżnicowanego nawożenia azotowego – The influence of nitrogen fertilisation on the changes of botanical composition of the sward of meadows in the mountains regions. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 308: 211-218.
- Kostuch R. 1994. Dekadencja gospodarki halnej w Karpatach Polskich. *Wiad. Mel. i Łąk.* 1: 22-23.
- Kostuch R., Kuc I. 1973. Wpływ wysokości koszenia na plon i skład botaniczny górskich użytków zielonych – Effect of mowing level on yield and botanical composition of mountain meadow sward. *Wiadomości Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych* 11, 2: 103-121.
- Kotańska M. 1993a. Dynamics of wet meadow communities (*Calthion* alliance) in the Wierzbanówka valley in 1976-1988. *Fragm. Flor. Geobot.* 38: 593-619.
- Kotańska M. 1993b. Response of wet meadows of the *Calthion* alliance to variations of weather and management practices. *Studia Naturae* 40: 1-47.
- Kryszak A., Grynia M. 2001. Percentage of grass species versus diversity of meadow associations of the Molinio-Arrhenatheretea class. W: Frey L. (ed.). *Studies on grasses in Poland*. W. Szafer Inst. Botany, Polish Acad. Sci., Kraków: 283-289.
- Magurran A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurements*. Croom Helm Ltd., London, UK.
- Matuszkiewicz W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Michalik 1990. Sukcesja wtórna pódnaturalnej murawy kserotermicznej *Origano-Brachypodietum* w latach 1960-1984 wskutek zaprzestania wypasu w rezerwacie Kajasówka – Secondary succession in semi-natural xerothermic grasslands *Origano-Brachypodietum* in 1960-84 due to termination of pasture in the reserve Kajasówka. *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 2: 59-65.
- Michalska-Heyduk D. 2001. Stan obecny i kierunki zmian roślinności nieleśnej Kampinoskiego Parku Narodowego – Current state and directions of change of non-forest vegetation of the Kampinos National Park. *Mon. Bot.* 89: 1-135.
- Mirek Z., Piękoś-Mirek H., Zajac A., Zajac M. 1995. *Vascular Plants of Poland – a Checklist*. *Pol. Bot. Stud. Guidebook Series* 15.

- Miształ A., Smoroń S. 2003. Zasilanie środowiska makropierwiastkami zawartymi w mokrym i suchym opadzie w rejonie Bukowiny Tatrzańskiej – Environment alimentation with macroelements from wet and dry deposition in the Bukowina Tatrzańska region. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 3, 2 (8): 79-90.
- Niemyska-Lukaszuk J., Zaleski T., Miechówka A. 2004. Charakterystyka pokrywy glebowej Pienińskiego Parku Narodowego – Characteristics of the soils of the Pieniny National Park. *Studia Naturae* 49: 33-41.
- Nösberger J., Kessler W. 1997. Utilisation of grassland for biodiversity. *Grassland Sci. in Europe* 2: 33-42.
- Nowiński M. 1967. Polskie zbiorowiska trawiaste i turzycowe. PWRiL, Warszawa.
- Oomes M.J.M. 1992. Yield and species density of grasslands during restoration management. *J. Veg. Sci.* 3: 271-274.
- Pancer-Koteja E., Kaźmierczakowa R. (red.). 2004. Mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego, 1998-2001. Skala 1:10 000. W: Kaźmierczakowa R. (red.). Charakterystyka i mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego – Characteristics and map of plant communities of the Pieniny National Park. *Studia Naturae* 49.
- Pancer-Kotejowa 1977. The nitrogen relation of the Pieniny meadows (Western Carpathians). *Fragm. Flor. Geobot.* 23, 3-4: 363-408.
- Pawlik-Dobrowolski J. 1983. Opady atmosferyczne a zanieczyszczenie wód. *Aura* 8: 13-15.
- Pawłowski B., Pawłowska S., Zarzycki K. 1960. Zespoły roślinne kośnych łąk północnej części Tatr i Podtatrza – Les associations végétales des prairies fauchables de la partie septentrionale des Tatras et de la Region Subtatrique. *Fragm. Flor. Geobot.* 6, 2: 95-223.
- Perzanowska J. 2004. Klimat Pienin – Climate of the Pieniny Mountains. *Studia Naturae* 49: 21-32.
- Pieniny, mapa turystyczna. Skala 1 : 20 000. 1937. Wojskowy Instytut Geograficzny.
- Podolski B. 2002. Wyznaczenie zasięgu oddziaływania zadrzewienia śródpolnego na plonowanie pszenicy – Designation of range of afforestation reaction on yielding of spring wheat. *Fragmenta Agronomica* 2 (74): 87-95.
- Prończuk J., Grzyb S. 1976. Zmiany w szacie roślinnej użytków zielonych wywołane zabiegami gospodarczymi – Changes in the grassland plant cover caused by farming measures. *Zesz. Probl. Nauk Rol.* 177: 319-345.
- Ryser P., Langenauer R., Gigon A. 1995. Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, Praha 30: 157-167.
- Tomanek J. 1956. Wpływ ściany lasu na kształtowanie się niektórych czynników mikroklimatu przyległych pól – The influence of forest walls on the formation of certain microclimate factors of neighbouring fields. *Rocz. Nauk Rol.* 71-F-2: 532-549.
- Towpasz K. 1992. Zmiany we florze i roślinności Doliny Kluczwody w okresie ostatnich 25 lat – Changes of flora and vegetation of the Kluczwoda Valley during the last 25 years. *Ochr. Przyr.* 50, 2: 3- 16.
- Weiner J. 1990. Asymmetric competition in plant populations. *TREE* 5, 11: 360-364.
- Widera M. 1989. Kształtowanie się naturalnych zbiorowisk roślin łąkowych w zależności od rodzaju gleby i jej właściwości chemicznych – The development of natural meadow plant communities as affected by soil kind and its chemical properties. *Inst. Uprawy, Nawożenia i Gleboznastwa, Puławy, ser. R*, 261: 1-106.
- Wildi O., Orlóci W. 1996. Numerical exploration of community patterns. SPB Academic Publishing. The Hague.

- Willems J.H., van Nieuwstadt M.G.L. 1996. Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science* 7: 177-184.
- Włodarczyk S. 1956. Samozadarnianie mieszanek koniczynowych w rejonach górnych upraw polowych w Kościelisku k/Zakopanego. Self-sodding of clover mixtures in the upper regions of field cultivations in Kościelisko near Zakopane (Tatra Mountains). *Roczniki Nauk Rolniczych* 71, F 4: 893-920.
- Wojtuń B., Fabiszewski J., Sobierajski Z., Matuła J., Żołniercz L. 1995. Współczesne przemiany fitocenozy Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.). *Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy*. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: 213-245.
- Wróbel I. 2000. Ekosystemy nieleśne Pienińskiego Parku Narodowego – praktyczna realizacja planu ochrony na lata 1989-1998. Non-forest ecosystems of the Pieniny National Park – realisation of the protection plan for 1989-1998 years. *Szczeliniec* 4: 293-303.
- Zarzycki J. 1999. Ekologiczne podstawy kształtowania ekosystemów łąkowych Babiogórskiego Parku Narodowego – Ecological principles of meadow ecosystem management in the Babia Góra National Park, Western Carpathians. *Studia Naturae* 45: 1-97.
- Zarzycki J. 2002. Wpływ tradycyjnej gospodarki rolnej na roślinność łąk Beskidów Pokucko-Bukowińskich (Karpaty Wschodnie) – The impact of traditional management on the vegetation of meadows of the Pokucko-Bukowinski Beskid (East Carpathians). *Roczniki Bieszczadzkie* 10: 257-282.
- Zarzycki J., Szymacha A. 2003. Biomass and soil mineral content of utilized and non utilized mountain meadows. *Proceedings of International Conference "Plant nutrition in sustainable agriculture"*, Brno: 156-159.
- Zarzycki K. 1981. *Rośliny naczyniowe Pienin*. PWN Warszawa-Kraków.
- Zarzycki K. 1982. *Roślinność łąk i pastwisk*. W: Zarzycki K. (red.). *Przyroda Pienin w obliczu zmian*. *Studia Naturae*, ser. B, 30: 340-351.
- Zarzycki K. 2000. *Zasady ochrony i opracowania operatu ochrony łąkowych ekosystemów nieleśnych – Guidelines for conservation and designing conservation plans of non-forest terrestrial ecosystems*. *Szczeliniec* 4: 55-85.
- Zarzycki K., Korzeniak U. 1992. *Roślinność łąkowa Pienin i jej przemiany w ostatnim sześćdziesięcioleciu – The meadow vegetation in the Pieniny Mountains (Polish Western Carpathians) and changes during last six decades*. *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 2: 5-12.

Summary

Vegetation changes are a common natural phenomenon, but their degree and rate can vary. The reasons for these changes are either natural (e.g. climatic changes independent of human activity) or anthropogenic (as a direct or indirect result of human activity). Natural systems created and maintained by human activity, such as meadow communities, are particularly sensitive to change. The aim of the present study was to define the main direction of changes in the fresh meadows and pastures of the Pieniny National Park during the last 35 years of the 20th century and the reasons for these changes.

Changes in the meadow communities of the Pieniny National Park were analysed based on comparison of 86 archival phytosociological relevés completed in the 1960s, and 90 relevés completed in the late 1990s. Spatial changes were analysed using vegetation maps drawn up in both periods.

Seven communities were identified for fresh meadows and pastures in the 1960s, of which only five have survived until today. At the same time, four new communities were identified. Based on the similarities of floral composition, three groups of communities were created. The first covers the communities of fertile

habitats and tall-herb meadows. These include only one community (*Arrhenatheretum elatioris*) from the 1960s and five communities from the 1990s. The second group includes the communities of low fertility habitats, which are dominated by communities from the 1960s. The third group is made up of pastures from the 1960s and 1990s. There has been a general tendency for reduced species abundance and biodiversity of meadow communities. Ninety-two species from the phytosociological relevé from the 1960s were no longer found whilst 51 new species appeared. The analysis of Ellenberg indicators for both these groups indicates that compared to the new species, the species that disappeared were more demanding in terms of light and soil pH, and less demanding in terms of soil moisture and fertility. The analysis of the phytosociological value of both species groups compared, shows the appearance of new forest species (*Quercus-Fagetum*), tall-herb species (*Betulo-Adenostyletea*) and *Molinietalia* vegetation, the disappearance of *Rhamno-Prunetea* and *Agropyretea*, and a reduced proportion of *Festuco-Brometea* species. Similar tendencies were observed for the ecological nature of the communities as a whole. The analysis of Ellenberg indicators, for the species found in the meadow and pasture communities in the 1960s and 1990s, shows the disappearance or considerable decrease in the area of communities that prefer drier and warmer habitats, and the appearance of communities associated with more fertile and moist habitats.

Area proportions of particular communities have undergone fundamental changes. Today the largest areas are occupied by the *Campanula glomerata* – *Trisetum flavescens* community, unmown tall-herb meadows, and the floristically poor *Dactylis glomerata* – *Poa trivialis* community. A large area of former arable land is now occupied by these meadows. A large part of the old meadow areas, where the thermophilic *Anthyllidi-Trifolietum* was the dominant community, underwent secondary forest succession or were afforested.

The main reason for the observed changes in meadow vegetation is the abandonment of the traditional use of meadows and the development of meadow communities in former arable lands.

