

Botanisch-ökologische Untersuchungen des Wirtschaftsgrünlandes in Südtirol unter besonderer Berücksichtigung der Bergmähder

Georg Niedrist, Erich Tasser, Christian Lüth, Josef Dalla Via & Ulrike Tappeiner

Herrn Univ.-Prof. Dr. Walter Larcher zu seinem 80. Geburtstag gewidmet

Abstract

Botanical-ecological studies on agriculturally used grassland in South Tyrol with a special focus on alpine meadows

Due to an increasing land use intensification on favorable agricultural areas and land abandonment on less arable areas in South Tyrol as well as in the whole Alpine Space, the area of unfertilized alpine hay meadows ("Bergmähder") is considerably decreasing. The aim of this investigation was to detect the peculiarities of the unfertilized alpine hay meadows and how they can be distinguished from other types of greenland management. By using a large number of vegetation surveys (literature and new data) species composition of nine different land use types were compared through a discriminant analysis and various biodiversity indices. Results showed that land use is a significant factor affecting the development of different grassland communities. The different land use types studied can be clearly differentiated from one another by significant species. The number of plant communities decreases with increasing land use intensity as well as the mean number of species. The unfertilized alpine hay meadows were reaffirmed to be the species-richest form of greenland management. Further, the most even distribution of frequencies (evenness index) is reached in intensively used meadows, whereas on pastures and abandoned land some species become dominant forcing other species to recede.

Keywords: alpine meadows, biodiversity, land use intensification, discriminant analysis

1. Einleitung

Die Landwirtschaft in den europäischen Berggebieten ist seit Jahrzehnten tief greifenden Änderungen unterworfen: Angesichts von zunehmender Mechanisierung und Mangel an Arbeitskräften wurden ertragreiche Gunstlagen zusehends intensiver bewirtschaftet, während im Gegenzug schwierig zu bearbeitende Flächen aufgelassen wurden. Diese Polarisierung erstreckt sich von England (HODGSON et al. 2005) über Tschechien (PAVLŮ et al. 2005), Deutschland (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002) bis hin nach Spanien (GÓMEZ-LIMÓN & FERNANDEZ 1999) quer durch ganz Europa. In den Alpen war dieser Trend vor allem ab den 50er Jahren des 20. Jh. stark ausgeprägt (BÄTZING 1996). Insbesondere betroffen davon waren die französischen und karnischen Alpen, wo die Berglandwirtschaft beinahe flächendeckend zusammengebrochen ist (CERNUSCA et al. 1999, TAPPEINER et al. 2003). In Südtirol ist dieser Trend deutlich schwächer ausgeprägt: Gezielte Fördermaßnahmen von Seiten der Politik haben mit dazu beigetragen, dass die Berglandwirtschaft in

diesen Gebieten noch weitestgehend intakt ist (BAUR et al. 1999). Dennoch kam es auch hier in den letzten Jahrzehnten zu einem deutlichen Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung auf sogenannten Grenzertragsflächen bei einer gleichzeitigen Intensivierung von Gunstlagen (WILHALM & HILPOLD 2006, TASSER et al. 2009). Von besonderer Bedeutung in diesem Zusammenhang sind die ungedüngten Bergmähder: Die Vegetation dieser seminaturalen Ökosysteme hat sich über Tausenden von Jahren parallel mit der Berglandwirtschaft entwickelt und zählt in Bezug auf Gefäßpflanzen zu den artenreichsten Habitaten Europas (VÄRE et al. 2003). Gerade diese Flächen wurden aufgrund von mangelnder Rentabilität in der Vergangenheit aber vermehrt aufgelassen bzw. bei günstiger Lage planiert und intensiviert. In Folge dieser Entwicklung sind in Südtirol in den letzten 150 Jahren gebietsweise bis zu 90% dieser wertvollen Flächen verloren gegangen (NIEDRIST et al. 2008). Beide Tendenzen, sowohl Brachlegung als auch Intensivierung haben neben den Auswirkungen auf die Biodiversität weit reichende Folgen auf Ökologie und Landschaftsbild der betroffenen Region. Dies offenbart sich beispielsweise in einem erhöhten Risikopotential durch Erosion und Lawinentätigkeit (NEWESELY et al. 2000, TASSER et al. 2003) sowie einer darauffolgenden breitflächigen Verbuschungen und Wiederbewaldung (TASSER et al. 2007).

In der Vergangenheit wurden bereits verschiedene Untersuchungen auf Südtiroler Bergmähdern durchgeführt (siehe Anhang, Tab.5). Diese weisen aber zumeist nur eine limitierte Anzahl von Aufnahmen auf und sind zudem lokal begrenzt. Die vorliegende Arbeit unternimmt daher den Versuch einer Synthese der bereits vorhandenen Arbeiten und strebt in Kombination mit zusätzlichen neuen Erhebungen eine Charakterisierung jener floristischen Merkmale an, durch die sich speziell ungedüngte Bergmähder besonders auszeichnen und von anderen Grünlandnutzungsformen unterscheiden.

Konkret werden folgende Fragestellungen untersucht:

- Können Bergmähder von anderen Grünlandbewirtschaftungsformen aufgrund der vorkommenden Arten klar unterschieden werden?
- Welche Arten spielen dabei als Kenn- oder Ausschlussarten eine Rolle?
- Welchen Einfluss hat die Bewirtschaftung auf verschiedenen Biodiversitätsindices?

2. Definition und Verbreitung

Für oben genannte Fragestellungen bedarf es zunächst einer möglichst genauen Abgrenzung des Ausdrucks „Bergmähder“. Die Definition an sich ist nicht unumstritten: So wird der Begriff beispielsweise von STEINMAIR (1998) noch angezweifelt. Ihrer Ansicht nach sei meist der Ausdruck Berg- oder Mähwiese gebräuchlich. Tatsächlich aber kommt die Bezeichnung „Pergmeder“ oder „Perchmäder“ bereits in Urkunden aus dem 14. Jh. vor (WOPFNER 1997). Auch wenn in den heutigen Standardwörterbüchern nur das Wort Mahd bzw. Mähder zu finden ist („Österreichische Bezeichnung für Bergwiesen“, DUDEN 2004) wird der Begriff häufig in der einschlägigen wissenschaftlichen Literatur verwendet und neuerdings auch in Online-Enzyklopädien geführt (<http://de.wikipedia.org> vom 17.10.08). Früher wurde der Begriff „Bergmähder“ meist in Zusammenhang mit mehr oder weniger steilen, aber stets ungedüngten Bergwiesen verwendet (z.B. HUBATSCHKE 1987). Inzwischen wird allerdings der überwiegende Teil der Mahdflächen

in der subalpinen Stufe deutlich intensiver bewirtschaftet (NIEDRIST et al. 2008). Diese auch als „Dungmäher“ oder „Almanger“ bezeichneten Flächen zählen ebenso zu den Bergmähdern, sind aber aus naturschutzfachlicher Hinsicht weit weniger wertvoll und werden daher in dieser Arbeit getrennt betrachtet. Eine räumliche Abgrenzung der Bergmäher zu den Mähwiesen im Tal erweist sich als schwierig, da eine Abgrenzung allein über die Meereshöhe im Alpenraum nicht praktikabel ist. Geeigneter hingegen erscheint in diesem Zusammenhang der Ausdruck Bergmäher als Überbegriff aller Mähwiesen, die sich außerhalb bzw. oberhalb des Dauersiedlungsraumes befinden und aufgrund der klimatischen Verhältnisse maximal einmal im Jahr geschnitten werden. In diesem Sinne wird der Begriff auch in dieser Arbeit verwendet (siehe Tab. 2).

Bis auf wenige punktuelle Daten aus einzelnen Gemeinden (siehe Tab. 1) gibt es bislang keine flächendeckende Erfassung der aktuell bewirtschafteten Bergmäher in Südtirol. Eine Möglichkeit, Ausmaß und Verteilung dennoch abzuschätzen, bieten die seit 1975 landesweit eingeführten Landschaftspflegeprämien: 2005 wurden insgesamt Anträge für 5503 ha Magerrasen, artenreiche Bergwiesen, Feuchtflächen sowie Lärchwiesen eingereicht (LANTHALER 2006). Die effektive Gesamtfläche der Bergmäher dürfte aber noch um einiges höher liegen, da nicht alle Landwirte die Förderungen in Anspruch nehmen und zudem viele Bergmäher aufgrund der stärkeren Düngung den Kriterien der Prämienvergabe nicht entsprechen und in diesen Zahlen daher nicht mitberücksichtigt sind. Die Verteilung der Bergmäher in Südtirol lässt sich zumindest größenordnungsmäßig über das Verhältnis von potentieller Almfläche zur gesamten Grünlandfläche abschätzen. (Potentielle Almfläche: Baumfreies Grasland über 1600 m üNN und größer als 4 ha). Voraussetzung für ein sinnvolles Resultat ist dabei allerdings die Annahme, dass das Flächenverhältnis Almfläche und Bergmäher über das Land verteilt ungefähr konstant bleibt. Die daraus resultierende Karte (siehe Abb. 1) zeigt erwartungsgemäß, dass ein Großteil der potentiellen Almfläche abseits der Haupttäler sowie im Norden des Landes liegt. Schwerpunkte bilden unter anderem die Gemeinden Moos i. Passeier, Mühlbach, Kastelruth, Gsies oder Graun im Vinschgau. Dieses Verteilungsmuster konnte durch das Amt für Landschaftsökologie (pers. Mitteilung) und aufgrund eigener Erfahrungen überwiegend bestätigt werden.

Tab. 1: Anteil der Bergmahdflächen in ausgewählten Gemeinden Südtirols, alle Angaben sofern nicht anders angegeben in ha. ¹ ASTAT (2002), ² Niedrist et al. (2008).

Gemeinde	Gemeindefläche	Dauerwiesen und -weiden ¹	potentielle Almfläche	Bergmäher ²	Anteil Bergmäher an pot. Almfläche (%)
Gsies	10894	5263	3384	250	7,4
Ulten	20850	6212	4269	75	1,85
St. Pankraz	6298	1263	449	10	2,2
Prettau	8635	2252	3049	85	2,8

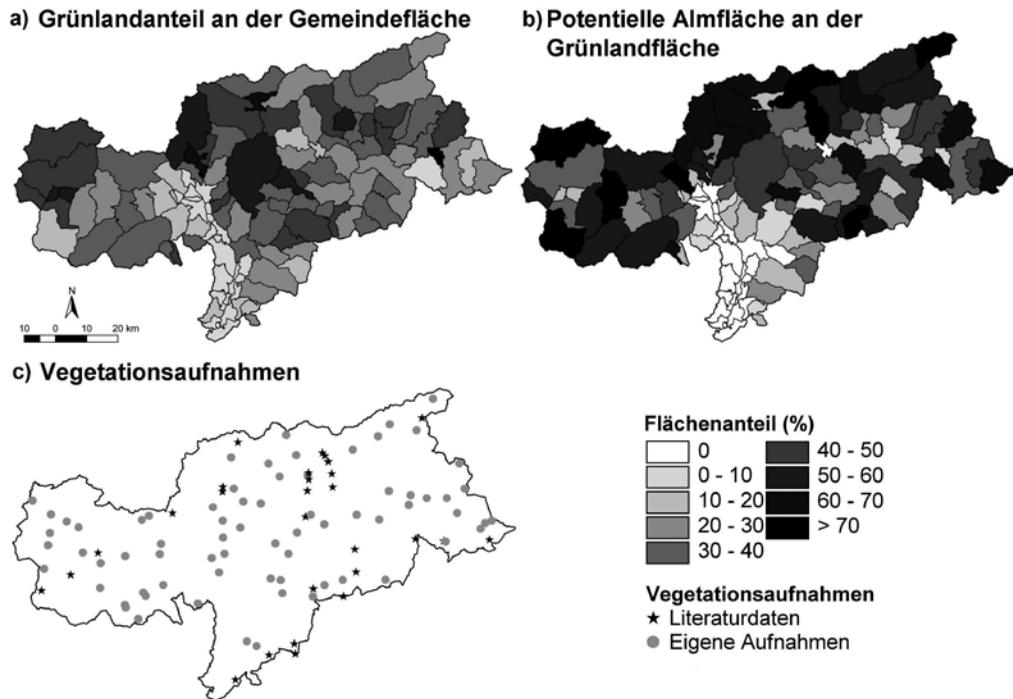


Abb. 1: a) Grünflächenanteil an der Gemeindefläche;
 b) potentielle Almfläche an der Grünlandfläche (Datengrundlage jeweils: Realnutzungskarte Autonome Provinz Bozen 2001; ASTAT 2002);
 c) Geographische Verteilung der Vegetationsaufnahmen aus der Literatur sowie der eigenen Aufnahmen.

3. Methodik

3.1 Datensammlung

Ausgangspunkt der Untersuchungen war eine detaillierte Literatursuche nach öffentlich zugänglichen Vegetationsaufnahmen, die in der Vergangenheit auf Südtiroler Bergmäher gemacht wurden. Für eine floristischen Gegenüberstellung zu anderen Grünlandnutzungsformen wurden zusätzlich Daten von Intensivweiden ($\geq 1,0$ GVE/ha), Extensivweiden ($< 1,0$ GVE/ha), zwei- bis mehrschürige Wiesen im Bereich des Dauersiedlungsraumes („Talwiesen“) sowie ehemals gemähten Flächen gesammelt (siehe Abb. 1c und Tab. 2). Dabei wurden nur solche Brachflächen berücksichtigt, die nicht länger als 30 Jahre vor dem Aufnahmezeitpunkt aus der Nutzung genommen wurden und daher zwar teilweise verbuscht aber noch nicht bewaldet waren. Die zunächst sehr umfangreiche Datengrundlage wurde einer genauen Qualitätskontrolle unterzogen, im Zuge derer sämtliche Aufnahmen hinsichtlich Methodik und Plausibilität überprüft wurden. Viele Arbeiten konnten nicht berücksichtigt werden, da bei den Aufnahmen eine genaue Bewirtschaftungsangabe fehlte. Die ausgewählten Daten waren nach der Methode

von BRAUN-BLANQUET (1964) semi-objektiv erhoben worden und stammen zumeist aus Diplomarbeiten oder Dissertationen der letzten 40 Jahre (siehe Anhang Tab. 5). In jenen Gebieten, aus denen noch keine derartigen Daten vorlagen, wurden 175 neue Aufnahmen durchgeführt. Die Größe der untersuchten Fläche lag gemäß dem von BRAUN-BLANQUET (1964) und FREY & LÖSCH. (1998) geforderten Minimumareal zwischen 9-25 m². Parallel dazu wurden mittels einer standardisierten offenen Befragung Informationen über die Art der Bewirtschaftung von den jeweiligen Grundbesitzern bzw. Bewirtschaftern eingeholt. Trotz der umfangreichen Datenüberprüfung muss aber einschränkend darauf hingewiesen werden, dass aufgrund der Aufnahmemethodik sowie der Vielzahl von verschiedenen Arbeiten eine gewisse Heterogenität der Daten nicht zu vermeiden war.

Die gesammelten Daten wurden digitalisiert und in eine Datenbank eingegeben, in der schlussendlich 935 Aufnahmen, eingeteilt in 9 Bewirtschaftungsformen zusammengefasst waren. Die Nomenklatur der Arten richtete sich nach WILHALM et al. (2006), einige Arten wurden bei unsicherer Bestimmung in Aggregate zusammengefasst. Die Nomenklatur der Syntaxa richtete sich nach GRABHERR & MUCINA (1993) und MUCINA et al. (1993), in besonderen Fällen nach EBNER (*Festuca rupicola-Festuca valesiaca*-Gesellschaft; 1996), ELLENBERG (*Festuco-Agrostietum*, 1996) und WALLOSECK (*Gentianello-anisodontae-Festucetum variae*; 1999). Der große Komplex der subalpinen Bürstlingsrasen (*Sieversio-Nardetum strictae*) wurde aufgrund seiner Vielfältigkeit und seiner breiten ökologischen Amplitude nach LÜTH et al. (2010) bis auf Subassoziationsniveau unterteilt (*Nardetum trifoliosum pratensis*, *Nardetum vaccinetosum*, *Nardetum typicum*).

Tab. 2: Anzahl und Meereshöhenamplitude der Vegetationsaufnahmen pro Bewirtschaftungsklasse

Bewirtschaftung		Abkürzung	Aufnahmen(n)	Meereshöhe(m)	Standorte(n)
Weiden	Extensivweiden	EW	184	1200-2400	9
	Intensivweiden	IW	50	1400-2200	5
Talwiesen	Gedüngte Mähwiesen, 4-5-schürig	4G	18	200-800	8
	Gedüngte Mähwiesen, 3-schürig	3G	40	800-1500	14
	Gedüngte Mähwiesen, 2-schürig	2G	230	1000-1600	23
Bergmälder	Gedüngte Mähwiesen, einschürig	1G	113	1400-2000	25
	Ungedüngte Mähwiesen, einschürig	1U	164	1500-2100	29
	Ungedüngte Mähwiesen, alle 2-3 Jahre gemäht	SU	76	1800-2500	21
	Brachflächen	BR	60	1300-2300	12

3.2 Datenanalyse

Die pflanzensoziologische Zuordnung aller Vegetationsaufnahmen erfolgte über TWINSPLAN (HILL 1979) bzw. eine hierarchische Clusteranalyse im Programm SORT (ACKERMANN & DURKA 1998). Beide Ergebnisse wurden mittels händischer Tabellenarbeit kombiniert. Zur floristischen Unterscheidung von Bergmähdern von anderen Grünland-Nutzungsformen wurde eine Diskriminanzanalyse durchgeführt. Mit diesem multivariaten Analyseverfahren wird auf Basis der Artenkombination aller Aufnahmen eine Diskriminanzfunktion für die jeweilige Bewirtschaftungsform errechnet. Aufgrund dieser Funktion wird in einem 2. Schritt jede einzelne Aufnahme einer der neun Bewirtschaftungsformen zugeordnet. Die Übereinstimmung mit der tatsächlichen Gruppenzugehörigkeit wird als Maß für die Unterschiedlichkeit der Gruppen angesehen. Für die Berechnung der Diskriminanzfunktion wurden die Deckungswerte nach BRAUN-BLANQUET (1964) in Prozentwerte umgerechnet. ($r = 0.1\%$, $+ = 0.3\%$, $1 = 2.8\%$, $2m = 4.5\%$, $2a = 10\%$, $2b = 20.5\%$, $3 = 38\%$, $4 = 63\%$, und $5 = 88\%$; TASSER & TAPPEINER 2004). Außerdem wurden jene Arten ermittelt, die für die Trennung der Gruppen signifikant sind und damit als charakteristisch für die einzelnen Bewirtschaftungsformen gesehen werden können.

Die pflanzliche Diversität in den verschiedenen Nutzungsformen wurden anhand der mittleren Artenzahlen pro Aufnahmefläche sowie zweier weiterer Indices beschrieben und verglichen. Der **Shannon-Wiener-Index** berücksichtigt Artenzahlen sowie Verteilung der Häufigkeiten innerhalb einer Aufnahmefläche, wobei letzterer Faktor mathematisch stärker ins Gewicht fällt. Der Index ergibt sich aus folgender Berechnung (TREMP 2005):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p \cdot \ln(p)$$

wobei:

$$p = \frac{n}{N}$$

H' = Shannon Wiener-Index

s = Gesamtartenzahl

N = Summe der Bedeutungswerte aller Arten

n = Bedeutungswert der Art i

p = relativer Anteil der Art i am gesamten Bedeutungswert

Der **Evenness-Index** beschreibt die relative Häufigkeit einer Arten innerhalb der Aufnahmefläche. Er ist das Verhältnis zwischen dem Shannon-Wiener-Index H' und der bei gleicher Artenzahl maximal möglicher Verteilung H_{max} :

$$E = \frac{H'}{H_{max}}$$

4. Ergebnisse

4.1 Floristische Differenzierung der Nutzungsformen

Im Zuge der Diskriminanzanalyse (Tab. 3) ergaben sich für die meisten der neun untersuchten Bewirtschaftungsformen ein hoher Anteil an korrekt zugeordneten Fällen. Einzig in den intensiv genutzten Talwiesen (4G, 3G) fallen die Werte aufgrund der sehr ähnlichen Bewirtschaftungsform niedriger aus. Die nicht korrekt klassifizierten Fälle werden erwartungsgemäß einer ähnlich intensiven Nutzungsform der Tallagen zugeordnet. Die übrigen Bewirtschaftungsformen erreichen allesamt Werte zwischen 94 und 97%. Einzelne Ausreißer werden durchwegs ähnlichen Bewirtschaftungsformen zugeordnet, sodass insgesamt von einer guten Trennbarkeit der Bewirtschaftungsformen ausgegangen werden kann.

Tab. 3: Klassifizierungsergebnis der Diskriminanzanalyse: 93,8% aller Fälle wurden korrekt klassifiziert. Alle Angaben in %, Abkürzungen siehe Tab. 2.

Originale Gruppenzugehörigkeit	Vorhergesagte Gruppenzugehörigkeit									
	EW	IW	4G	3G	2G	1G	1U	SU	BR	Gesamt
EW	96,7	-	-	1,1	-	0,5	1,6	-	-	100
IW	-	94,0	-	-	4,0	2,0	-	-	-	100
4G	-	-	61,1	33,3	5,6	-	-	-	-	100
3G	-	-	22,5	67,5	10,0	-	-	-	-	100
2G	-	-	-	5,7	93,9	0,4	-	-	-	100
1G	-	0,9	-	-	3,5	94,7	0,9	-	-	100
1U	0,6	-	-	0,6	-	-	97,6	1,2-	-	100
SU	-	-	-	-	-	-	2,6	97,4	-	100
BR	-	-	-	1,7	-	1,7	1,7	-	95,0	100

Für das Klassifizierungsergebnis der Nutzungsformen erwiesen sich 84 Arten als relevant (siehe Anhang, Tab. 6). Sie lassen sich nachträglich in zwei Gruppen unterteilen und zwar jene Arten, die häufig in einer bestimmten Nutzungsform auftreten („Kennarten“), sowie solche, die in einer Bewirtschaftungsform mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht auftreten („Ausschlussarten“).

Es konnten nur vereinzelt Arten gefunden werden, die mit relevanter Deckung von > 0,5% ausschließlich in einer der untersuchten Nutzungsformen vorkamen, beispielsweise *Calamagrostis villosa* für Brachen. Dennoch konnten klare Verteilungsmuster vor allem zwischen gedüngten und ungedüngten Nutzungsformen festgestellt werden. Für häufig geschnittene Talwiesen (4G, 3G, 2G) ist das starke Auftreten von *Taraxacum officinale* agg., *Trifolium repens* oder *Dactylis glomerata* kennzeichnend. Mit abnehmender Anzahl der Schnitte gehen diese Arten zurück und machen vermehrt *Heracleum sphondylium* agg., *Poa trivialis* oder *P. pratensis* Platz. Ein deutlicher Sprung im Artenspektrum ergibt sich hin zu den einschürig gedüngten Mähwiesen, die sich meist in der obermontanen bzw. subalpinen Stufe befinden und demzufolge typische Arten dieser Höhenstufe aufweisen (*Poa alpina*, *Phleum rhaeticum*, vereinzelt auch *Nardus stricta*). Ausgewählte Kennarten für

ungedüngte Bergmäher sind der Diskriminanzanalyse zu Folge *Briza media*, *Carlina acaulis* respektive *Horminum pyrenaicum* auf basischem Ausgangsgestein. Auffallend ist die Deckung des Bürstlings (*Nardus stricta*), der in ungedüngten Bergmäher ähnlich hohe Werte erreicht wie in Extensivweiden. Für Weiden im Generellen ist zudem das vermehrte Vorkommen von trittresistenten Arten wie *Deschampsia caespitosa*, *Plantago major* oder *Poa supina* hervorzuheben. In Brachen schlussendlich erreichen einerseits Gräser wie *Festuca varia* agg., *Molinia caerulea* und *Calamagrostis villosa* die höchsten Deckungswerte, zum Anderen fällt das vermehrte Auftreten einiger Zwergsträucher wie *Calluna vulgaris* oder Arten der Gattung *Vaccinium* auf.

4.2 Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Gefäßpflanzendiversität

In allen untersuchten Grünlandnutzungsformen wurden insgesamt 30 verschiedene Pflanzenassoziationen (resp. Subassoziationen) festgestellt (siehe Tab. 4). Dabei kommen die meisten Pflanzengesellschaften (18) – ebenso wie die höchsten mittleren Artenzahlen – in ungedüngten Bergmähern vor, gefolgt von Brachen und extensiven Weiden. Sowohl in gedüngten Bergmähern als auch den gedüngten Talwiesen wurden deutlich weniger Gesellschaften festgestellt. Zu bemerken ist, dass keine Pflanzengesellschaft gefunden wurde, die in allen der untersuchten Nutzungsformen auftritt. Das breiteste Spektrum zeigt die Goldhaferwiese (*Trisetum flavescens*), die in immerhin sechs der neun Nutzungsformen nachgewiesen wurde.

Auch bei der Gefäßpflanzenvielfalt konnte mit abnehmender Nutzungsintensität ein deutlicher Anstieg der mittleren Artenzahl festgestellt werden (Abb. 2). Die artenärmste Nutzungsform sind vierschnittige, gedüngte Talwiesen (14,3 Arten pro Aufnahme \pm 6,4), Drei- und Zweischnittwiesen weisen einen leichten aber nicht signifikanten Anstieg der Artenzahl auf. Ein signifikanter Sprung hingegen ergibt sich in weiterer Folge bei einschürig gedüngten Bergmähern, die mit durchschnittlich 28,5 \pm 2,7 Arten pro Aufnahme einen ähnlichen Wert erreichen wie extensiv genutzte Weiden. Bei einer weiteren Extensivierung steigt die Artenzahl nochmals an und erreicht in den sporadisch gemähten, ungedüngten Bergmähern ihren Höhepunkt mit durchschnittlich 39,3 \pm 4,5 Arten pro Aufnahme und einem absoluten Maximum mit 63 in einem Campanulo scheuchzeri-Festucetum noricae. In den untersuchten Brachen wurde ein leichter, aber nicht signifikant Rückgang beobachtet. Insgesamt konnten in allen gesammelten Aufnahmen aus ungedüngten Bergmähern 462 Gefäßpflanzenarten festgestellt werden. Somit sind allein in dieser Nutzungsform knapp 20% der gesamten Flora von Südtirol vertreten. (WILHALM et al. 2006).

Die ermittelten Werte des Shannon-Wiener Index zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die Ergebnisse der Artenzahlen: Je extensiver eine Fläche bewirtschaftet wird, desto höher ist der Index. Der durchschnittlich höchste Wert wurde mit 2,85 \pm 0,07 auf sporadisch gemähten Bergmähern erreicht (Maximum 3,71, Campanulo scheuchzeri-Festucetum noricae). Bei Brachen ist wiederum ein Rückgang festzustellen, der allerdings deutlicher ausfällt als bei den Artenzahlen. Der geringste Wert wird in intensiv genutzten Weiden erreicht (2,08 \pm 0,073, Minimum 1,47 im Rumicetum alpini), bei denen sowohl eine geringe Artenzahl als auch eine ungleichmäßige Verteilung ins Gewicht fallen.

Tab. 4: Häufigkeit der Pflanzengesellschaften in den unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen.
 +: ein Standort, I: zwei bis drei Standorte, II: mehr als drei Standorte. Für die Abkürzungen der Bewirtschaftungsformen siehe Tab. 2.

	EW	IW	4G	3G	2G	1G	1U	SU	BR
Pastinaco-Arrhenatheretum		+	I	II	I				
Lolietum multiflorae			II	I	+				
Poo-Trisetetum			I	II	II	+			
Trisetetum flavescens		+	+	+	II	II	I		
Alchemillo-Poetum supinae		I							
Crepido-Festucetum commutatae	I	+				+	II	I	
<i>Festuca rupicola-Festuca valesiaca</i> - Gesellschaft					+	+	+		
Caricetum curvulae		+							
Rumicetum alpini		+				I			
Deschampsio cespitosae-Poetum alpinae	I					II	+		
Festuco-Agrostietum						II	I		
Nardetum-trifolietosum pratensis						I	II	I	+
Loiseleurio-Caricetum curvulae	+								
Hygrocaricetum curvulae	+								
Elyno-Caricetum rosae	+								
Sieversio-Nardetum strictae (typicum)	II						II	II	+
Nardetum vaccinietosum	+						II	II	I
Gentianello anisodontae-Festucetum variae	+						+		+
Seslerio-Caricetum sempervirentis	+						I	+	+
Campanulo scheuchzeri-Festucetum noricae	I						II	II	
Trifolio thalii-Festucetum nigricantis	+						+		+
Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae							I		I
Gymnadenio-Nardetum							+		+
Caricetum goodenowii							I	+	
Caricetum davallianae							+	I	+
Selino-Molinietum caeruleae								+	+
Caricetum ferrugineae							I		
Caricetum sempervirentis							+		+
Carici curvulae-Nardetum									+
Origano-Calamagrostietum variae									+
Anzahl der Pflanzengesellschaften	11	6	4	4	5	8	18	9	13

Beim Evenness-Index ergibt sich im Vergleich zu den vorhergehenden Diversitätsindices ein abweichendes Bild: Die höchsten Werte und damit de facto die gleichmäßigste Verteilung der Arten innerhalb einer Fläche werden hier in den intensiv genutzten Talwiesen erreicht ($E=0,81-0,85$). Sie heben sich signifikant von den anderen Bewirtschaftungsformen ab. Einschürige Wiesen erreichen Werte zwischen $E=0,77$ und $0,79$, wobei die Unterschiede zwischen gedüngten und ungedüngten Einschnittwiesen nicht signifikant sind. Auch zwischen Intensiv- und Extensivweiden, die insgesamt noch etwas niedrigere Werte aufweisen ($E=0,75$), gibt es keine nachweisbaren Unterschiede in der relativen Häufigkeit der Arten. Die unausgeglichene Verteilung aller untersuchten Nutzungsformen findet sich mit einem Wert von $E=0,73$ auf Brachen (absolutes Minimum $0,51$ im *Gentianello anisodontae-Festucetum variae*).

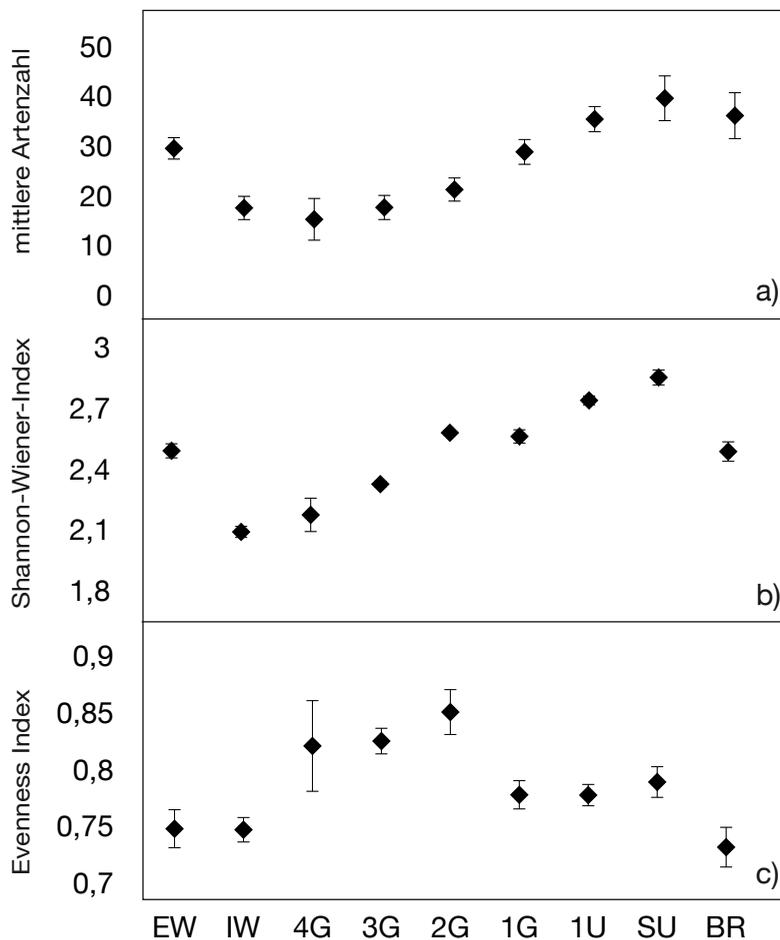


Abb.2: Vergleichende Darstellung dreier Diversitätsindices
 a) mittlere Artenzahl,
 b) Shannon-Wiener-Index,
 c) Evenness-Index) in unterschiedlich intensiv genutztem Grünland.
 $\bar{x} \pm S.F.$ Abkürzungen siehe Tab.2.

5. Diskussion

5.1 Floristische Differenzierung der Nutzungsformen

Obwohl alle untersuchten Bewirtschaftungsformen hinsichtlich ihrer Struktur und Nutzung Graslandbestände darstellen, konnten in der Diskriminanzanalyse dennoch hohe Erklärungswerte erreicht werden, was auf einen deutlichen Unterschied in der Artengarnitur hinweist. So sind gedüngte Talwiesen (4G, 3G, 2G) übereinstimmend mit MYKLESTAD & SÆTERTSDAL (2003) durch das häufige Auftreten von Generalisten (*Dactylis glomerata*, *Taraxacum officinale* agg., *Trifolium repens*) gekennzeichnet, während gedüngte Bergmäher vor allem durch subalpin-alpine Graslandarten wie *Poa alpina*, *Phleum rhaeticum* oder *Nardus stricta* charakterisiert sind. Auch bei den ungedüngten Bergmähdern ist aufgrund der hohen Erklärungswerte von einer charakteristischen, eigenständigen Artenkombination auszugehen. Einzig die Abgrenzung hin zu extensiv genutzten Weideflächen ist nicht immer einwandfrei möglich. Dies ist angesichts der ähnlichen Bewirtschaftungsform (keine Düngung, extensive Nutzung) nicht abwegig. Außerdem werden einige ungedüngte Bergmäher im Herbst noch zusätzlich nachbeweidet (persönliche Beobachtung, mündliche Mitteilung der Bauern), sodass ähnliche Bewirtschaftungsbedingungen herrschen. Unter diesem Blickwinkel lässt sich auch der relativ hohe Anteil des an und für sich weidetypischen Bürstlings (*Nardus stricta*) in ungedüngten Bergmähdern erklären (siehe Anhang, Tab. 6). Als Kennarten für aufgelassene Flächen treten unter anderem *Molinia coerulea* oder *Calamagrostis villosa* sowie verschiedene Zwergsträucher wie *Calluna vulgaris* und Arten der Gattung *Vaccinium* verstärkt hervor. Dies stimmt mit den Beobachtungen von GRABNER (1997) und SPATZ (1987) überein, die ebenfalls ein vermehrtes Auftreten dieser Arten auf aufgelassenen Mahdflächen festgestellt haben. Damit entsprechen diese Flächen der in SURBER et al. (1973) beschriebenen Gras- bzw. Staudenphase bzw. den „Langgrasfluren“ nach SPATZ (1987). Die hohen Werte von *Festuca varia* agg. sind auf den Umstand zurückzuführen, dass überdurchschnittlich viele der Brache-Aufnahmen aus der Arbeit von WALLOSSECK (1999) stammen, die auf ehemals gemähten, *Festuca varia*-reichen Südabdachung des Latemars durchgeführt worden war. Da sämtliche Brachen maximal 30 Jahre vor dem Aufnahmezeitpunkt aus der Nutzung genommen wurden, konnten sich die an und für sich typischen Gesellschaften für Klimaxstadien der subalpinen Stufe (Larici Piceetum oder Alnetum viridis, BISCHOF 1981, TASSER et al. 2007) noch nicht ausbilden.

5.2 Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die Gefäßpflanzendiversität

Die Anzahl der verschiedenen Assoziationen korreliert eng mit dem Verlauf der mittleren Artenzahlen pro Bewirtschaftungstyp. Die meisten Pflanzengesellschaften sind auf zwei bis vier Bewirtschaftungsformen beschränkt. Das relativ breite Spektrum des Trisetetum flavescens, das sowohl in verschiedenen intensiv gedüngten Nutzungsformen als auch vereinzelt in extensiv genutzten Flächen vorkommen, ist in der Literatur schon des Öfteren beschrieben worden: KNAPP & KNAPP (1952) erwähnen Goldhaferwiesen in ein- bis dreischürig gedüngten Mähflächen, MUCINA et al. (1993) beschreiben das Trisetetum flavescens sowohl in gedüngten als auch auf ungedüngten Flächen, ELLENBERG (1996) erwähnt auf kalkreichem Untergrund sogar eine Durchdringung von Goldhaferwiesen und natürlichen alpinen Rasen wie dem Seslerio-Caricetum sempervirentis. Bei der Auflistung

der verschiedenen Weidegesellschaften ist auffallend, dass das *Crepido-Cynosuretum*, eine in der einschlägigen Literatur (z.B. MUCINA et al. 1993) für den Alpenraum immer wieder angeführte Weidegesellschaft, fehlt. Tatsächlich kommt das namensgebende Kammgras (*Cynosurus cristatus*) in allen 935 Aufnahmen nur zweimal vor. Diese Tatsache wird aber von MUCINA et al. (1993), SCHUBINGER et al. (1999) und MERTZ (2000) bestätigt, die den Verbreitungsschwerpunkt der Kammgrasweide in den niederschlagsreicheren Nordalpen sehen.

In Bezug auf die Artenanzahl pro Aufnahme­fläche konnten in Übereinstimmung mit anderen vergleichbaren Untersuchungen (FISCHER & WIPF 2002, TASSER & TAPPEINER 2002, BAUR et al. 2006, MAURER et al. 2006) auch in dieser Studie gezeigt werden, dass extensiv genutzte, ungedüngte Bergmäher ungemein artenreich sind. Sie ist damit ein weiterer Hinweis auf die Richtigkeit der von CONNELL (1978) geprägten „Intermediate Disturbance Hypothesis“, nach der die höchste Vielfalt in leicht gestörten Ökosystemen zu finden ist. Die durchschnittliche mittlere Artenzahl liegt in der vorliegenden Arbeit allerdings im Durchschnitt etwas tiefer als beispielsweise bei den meisten der oben genannten Autoren. Dies kann dadurch begründet werden, dass bei den sporadisch gemähten ungedüngten Bergmähdern nicht nur Aufnahmen aus trockenen Magerrasen, sondern auch Aufnahmen aus relativ artenarmen subalpinen Feuchtflächen enthalten sind, wie beispielsweise dem *Caricetum davallianae* oder dem *Caricetum goodenowii*. So liegt die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme­fläche in extensiv genutzten Magerrasen bei $44,3 \pm 5,4$ während sie in Feuchtflächen lediglich $25,1 \pm 4,1$ beträgt. Bereits nur mäßig gedüngte, einschürige Bergmäher weisen dagegen im Durchschnitt erheblich weniger Arten auf. Den Hauptgrund für dieses Phänomen sehen CERNUSCA & SEEBER (1989) und ELLENBERG (1996) darin, dass in gedüngten Flächen das Licht bereits in den höheren Schichten zu einem großen Teil von schnellwüchsigen Arten absorbiert wird, sodass nur mehr wenig Licht die unteren Schichten erreicht. Es kommt zur Dominanz einiger weniger konkurrenzstarker Arten, wogegen störungsanfällige Arten verschwinden (MARINI et al. 2007). Dieser Trend der Artenreduktion mit zunehmender Intensivierung setzt sich kontinuierlich bis zu den intensiv genutzten vierschürigen Mähwiesen fort, die die niedrigste durchschnittliche Artenzahl aufweisen. Die ständig wiederkehrende Störung in Form der Mahd hat zur Folge, dass vor allem jene Pflanzen bevorzugt sind, die sich entweder klonal fortpflanzen oder sehr kurze Lebenszyklen haben (BAHN et al. 1994).

Über die Artenvielfalt auf brachegelegten Bergmähdern gibt es divergierende Beobachtungen: HARD (1976) und GRABNER & HEISELMAYER (2002) haben beispielsweise während der ersten Brachjahre keine Veränderung bzw. sogar einen leichten Anstieg der Artenzahl verzeichnet. Der Großteil der Autoren ähnlicher Untersuchungen (z.B. BISCHOF 1981, BAUR 2006, MAURER et al. 2006, JACQUEMYN et al. 2003) beschreibt allerdings eine Abnahme der Artenzahl mit dem Auflassen einer Fläche, die mit den vorliegenden Ergebnissen übereinstimmt. Durch das Ausbleiben von Mahd oder Fraß kommt es zu einer grundlegenden Änderung im Artenspektrum: Hochwüchsige und konkurrenzstarke Arten werden dominant und absorbieren einen Großteil des Lichts bereits in den oberen Bestandesschichten, sodass für wachstumsschwächere Arten in den unteren Schichten zu wenig Licht zur Verfügung steht und diese allmählich verschwinden (CERNUSCA & SEEBER 1989, PAVLŮ et al. 2005). Auch bei den Weiden gehen die Meinungen hinsichtlich der Artenvielfalt auseinander. So beschreiben beispielsweise AUSTRHEIM et al. (1999) oder ORTNER (1988) eine höhere Artenanzahl im Vergleich zu gemähten Flächen, während FISCHER & WIPF (2002) oder BELTMAN et al. (2003) eindeutig eine Abnahme auf beweideten, ehemals gemähten

Flächen festgestellt haben. Der Grund für diese Divergenzen, die auch von MAURER et al. (2006) und JACQUEMYN et al. (2003) festgestellt wurden, liegt darin, dass die Auswirkungen der Beweidung auf die Vielfalt sehr stark von Pflanzengesellschaften, Standortfaktoren und vor allem der Intensität der jeweiligen Nutzungsform abhängt (CHEMINI & RIZZOLI 2003). Unsere Ergebnisse bestätigen diese Aussage: Intensiv genutzte Mähwiesen (4G, 3G, 2G) sind durchwegs artenärmer als Weiden (Durchschnitt aus intensiven und extensiven Weiden), während auf ungedüngten Bergmähdern die mittlere Artenzahl signifikant über der von beweideten Flächen liegt.

Neben den Artenzahlen wurden in dieser Arbeit mit dem Shannon- und dem Evenness-Index die beiden gängigsten Biodiversitätsindices (TREMP 2005) verwendet. Sie sind standardisiert und inhaltlich gut interpretierbar. Die hohen Shannon-Wiener-Indices der extensiven Bergmähdern belegen die pflanzliche Vielfalt von extensiv genutztem alpinen Grasland und entsprechen vergleichbaren Ergebnissen (z.B. FISCHER & WIPF 2002). Im Gegensatz zu HOBHOM (2000) und TREMP (2005), die eine enge Korrelation mit dem Evenness-Index beschreiben, entspricht der Verlauf des Shannon-Wiener Index hier eindeutig dem der Artenzahl. Dieser Umstand ist darauf zurückzuführen, dass die Unterschiede in den durchschnittlichen Artenzahlen zwischen den Bewirtschaftungsformen deutlich größer sind als jene in der Verteilung der Häufigkeiten, sodass diese im Vergleich weniger ins Gewicht fällt. Die höchsten Evenness-Werte werden in Talwiesen erreicht, wo durch immer wiederkehrende Störung gleichmäßige Konkurrenzverhältnisse herrschen. Im Gegensatz dazu verursachen Weidetier durch ihr selektives Fressverhalten unausgeglichene Konkurrenz (KREMER et al. 2005, ROOK et al. 2004). Diese verhilft speziell Gräsern und Zwergsträuchern zur Dominanz, da vor allem krautige Arten gezielt heraus gefressen werden. Die unausgeglichene Verteilung ist in aufgelassenen Flächen zu finden. Die Nutzung als nivellierender Faktor entfällt hier, sodass sich einige wenige dominante Arten breitmachen können. Es kommt zur sekundären Sukzession, im Zuge derer sich nach diversen Zwischenstadien die standorttypischen Pflanzengesellschaften ausbilden (BISCHOF 1981, CHYTRÝ et al. 2001, TASSER et al. 2007).

Die nachgewiesenen Unterschiede im Artenspektrum der einzelnen Bewirtschaftungsformen sind ein Hinweis darauf, dass es umgekehrt möglich sein sollte, aufgrund einer Artenkombination auf die jeweilige Bewirtschaftung rückzuschließen. Dadurch ergeben sich weitere Anwendungsmöglichkeiten bei der raschen Bestimmung der Landnutzung im Bereich Berglandwirtschaft und Naturschutz, z.B. im Zusammenhang mit Landwirtschaftsförderungen oder einer evt. Bergheuzertifizierung (DALLA VIA et al. 2004). Die Ergebnisse der Biodiversitätsanalysen heben den enorm hohen naturschutzfachlichen Wert von typischen, ungedüngten Bergmähdern hervor und belegen, dass mittel- und langfristig nicht nur eine vollständige Brachlegung bzw. Intensivierung von Bergmahdflächen zu einer Artenreduktion führt, sondern auch deren Umwandlung in extensiv genutzte Weideflächen, wenngleich in diesem Fall die Artenreduktion weniger dramatisch ausfällt.

6. Schlussfolgerung

Bezug nehmend auf die eingangs aufgestellten Fragen ergaben sich im Zuge der Untersuchungen folgende Antworten:

- Die neun untersuchten Bewirtschaftungsformen konnten aufgrund ihres Artenspektrums deutlich voneinander unterschieden werden. Einzig intensiv genutzte Talwiesen konnten untereinander nicht immer klar voneinander getrennt werden.
- Es konnten 84 relevante Arten für die Charakterisierung der neun Bewirtschaftungsformen ermittelt werden. Die Artenliste wurden dabei in Kenn- und Ausschlussarten untergliedert, wobei ein Großteil dieser Arten immer für mehrere, -allerdings untereinander sehr ähnlichen- Bewirtschaftungsformen charakteristisch sind. Häufig auftretenden Kennarten für eine Nutzungsform bilden die Ausnahme.
- Die mittlere Gefäßpflanzenzahl zeigt eine sehr enge Korrelation mit der jeweiligen Nutzungsintensität, wobei sich der außerordentlich hohe Artenreichtum in extensiven Bergmähdern wiederum bestätigt hat. In solchen Bewirtschaftungsformen sind im Durchschnitt dreimal so viele Arten zu finden wie in häufig geschnittenen und stark gedüngten Mähwiesen. Im Gegenzug dazu ist die relative Verteilung der Arten in intensiv genutzten Flächen ausgeglichen während bei abnehmendem Nutzungsdruck einzelne konkurrenzstarke Arten dominieren.

Zusammenfassung

Aufgrund der Intensivierung der Berglandwirtschaft in Gunstlagen und der Brachlegungen auf schwierig zu bearbeitenden Flächen ist die Fläche von ungedüngten Bergmähdern in Südtirol wie im gesamten Alpenbogen stark im Rückgang begriffen. Das Ziel dieser Arbeit war es die floristischen Besonderheiten der ungedüngten Bergmähder zu untersuchen sowie die Unterschiede zu anderen Grünland-Nutzungsformen herauszuarbeiten. Ausgehend von einem großen Datenpool aus Literaturdaten und neu erhobenen Vegetationsaufnahmen wurden neun verschiedene Bewirtschaftungsformen hinsichtlich ihres Artenvorkommens und verschiedener Biodiversitätsindices verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die untersuchten Nutzungsformen aufgrund von signifikanten Arten voneinander unterscheiden lassen. Die Anzahl der Pflanzengesellschaften sinkt mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität ebenso wie die mittlere Anzahl an Gefäßpflanzenarten. Die Untersuchungen bestätigen einmal mehr, dass in ungedüngten Bergmähdern die höchste Gefäßpflanzenartendiversität innerhalb der Grünlandnutzungsformen im Alpenraum anzutreffen ist. Die Verteilung der Häufigkeiten (Evenness-Index) ist in intensiv genutzten Mähwiesen am ausgeglichensten, im Gegensatz zu Weiden und Brachflächen, wo sich einige dominante Arten auf Kosten Konkurrenzschwächerer durchsetzen.

Dank

Die Untersuchungen wurden im Rahmen der Interreg III-Projekte "DNA-Chip-Entwicklung zur Charakterisierung und Valorisierung von Bergheu" sowie "Maßnahmen und Strategien für eine nachhaltige Almwirtschaft" durchgeführt. Ein herzlicher Dank ergeht an den/die GutachterIn sowie die Schriftleitung der Gredleriana, namentlich Heinrich Schatz, für die konstruktiven Anregungen, die zur Verbesserung dieses Manuskripts beigetragen haben.

Literatur

- ACKERMANN W. & DURKA W., 1998: Sort 4.0 Handbuch. Athors edition, München.
- ASTAT, 2002: 5. Landwirtschaftszählung 2000. Autonome Provinz Bozen-Südtirol Landesinstitut für Statistik – ASTAT.
- AUSTRHEIM G., GUNILLA E., OLLSON A. & GRONTWENTD E., 1999: Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biological Conservation*, 87(3): 369-379.
- AUTONOME PROVINZ BOZEN, 2001: Realnutzungskarte 2001. Autonome Provinz Bozen Südtirol, Amt für überörtliche Raumordnung.
- BAHN M., CERNUSCA A., TAPPEINER U. & TASSER E., 1994: Wachstum krautiger Arten auf einer Mähwiese und einer Almbrache. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*. 23: 23-30.
- BÄTZING W., 1996: Landwirtschaft im Alpenraum – unverzichtbar, aber zukunftslos? (Europäische Akademie Bozen ed.). Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- BAUR B., CREMENE C., GROZA G., RAKOSY L., SCHILEYKO A.A., BAUR A., STOLL P. & ERHARDT A., 2006: Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation*, 132: 261-273.
- BAUR P., PEZZATTI M., RIEDER P. & SCHLUEP I., 1999: Langfristige Entwicklung der Agrarstrukturen in Südtirol. *Arbeitshefte der Europäischen Akademie Bozen, Fachbereich Alpine Umwelt*.
- BELTMAN B., VAN DEN BROEK T., MARTIN W., TEN CATE M. & GÜSEWELL S., 2003: Impact of Mowing Regime on Species Richness and Biomass of a Limestone Hay Meadow in Ireland. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 2003(69): 17-30.
- BISCHOF N., 1981: Pflanzensoziologische Untersuchungen von Sukzessionen aus gemähten Magerasen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. *Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz*. F. Flück-Wirth Kommissionsverlag.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. 3rd ed. Springer Verlag, Wien New York.
- CERNUSCA A. & SEEBER M.C., 1989: Phytomasse, Bestandesstruktur und Mikroklima von Graslandökosystemen zwischen 1612 und 2030m MH in den Alpen. *Österreichische Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des österreichischen MaB- Programmes, Band 13*. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- CERNUSCA A., TAPPEINER U. & BAYFIELD N. (eds.), 1999: Land-use Changes in European Mountain Ecosystems. Backwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- CHEMINI C. & RIZZOLI A., 2003: Land use change and Biodiversity conservation in the Alps. *Journal Mountain Ecology*, 7 (Suppl.): 1-7.
- CHYTRÝ M., SEDLÁKOVÁ I. & TICHÝ L., 2001: Species richness and species turnover in a successional heathland. *Applied Vegetation Science*, 4: 89-96.
- CONNELL J.H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- DALLA VIA J., TASSER E., TAPPEINER U., BARIC S., MAIR V. & KASAL A., 2004: Biological-ecological fundamentals of mountain hay certification. *Laimburg Journal*, 1: 95-108.

- DUDEN 2004: Die deutsche Rechtschreibung. 23., vollst. neu bearb. u. erw. Aufl. Bibliographische Institut Mannheim, 1152 pp.
- EBNER C., 1996: Die Wiesengesellschaften des oberen Vinschgaus (Südseite) und ihre Bewirtschaftung. Diplomarbeit Universität Innsbruck.
- ELLENBERG H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5th ed. Ulmer, Stuttgart.
- FISCHER M. & WIPF S., 2002: Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation*, 104: 1-11.
- FREY W. & LÖSCH R., 1998: Lehrbuch der Geobotanik. Gustav Fischer, Stuttgart Jena Lübeck Ulm, 436 pp.
- GÓMEZ-LIMÓN J. & FERNANDÉZ J.V.D.L., 1999: Changes in use and Landscape preferences on the agricultural-livestock landscapes of the central Iberian Peninsula (Madrid, Spain). *Landscape and Urban Planning*, 44: 165-175.
- GRABHERR G. & MUCINA, L., 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs; Teil II. Fischer, Jena/Stuttgart/New York.
- GRABNER S., 1997: Die Bergmähder des Nationalpark Hohe Tauern in Salzburg. In: Bericht über die 2. Pflanzensoziologische Tagung „Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung“. BAL Gumpenstein.
- GRABNER S. & HEISELMAYER P., 2002: Diversity of mountain meadows in the inner alpine valley Virgental/Eastern Tyrol. *Razprave IV. Razreda SAZU*, XLIII-3.
- HARD G., 1976: Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. In: BIERHALS E. et al. (1979): Brachflächen in der Landschaft. *KTBL-Schrift*. 195.
- HILL O.M., 1979: TWINSPLAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell, University Ithaca.
- HOBHOM C., 2000: Biodiversität. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- HODGSON J.G., GRIME J.P., WILSON P.J., THOMPSON K. & BAND S.R., 2005: The impacts of agricultural changes (1963-2003) on the grassland flora of Central England: processes and prospects. *Basic and Applied Ecology*, 6: 107-118.
- HUBATSCHKE E., 1987: Almen und Bergmähder im oberen Lungau. Eigenverlag Innsbruck.
- JACQUEMYN H, BRYN R. & HERMY M., 2003: Short term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation*, 111: 137-147.
- KNAPP G. & KNAPP R., 1952: Über Goldhaferwiesen (*Trisetum flavescens*) im nördlichen Vorarlberg und im Allgäu. Sonderdruck aus „Landwirtschaftliches Jahrbuch für Bayern“. Jahrg. 29, Heft 5/6: 239-256.
- KREMER J., GEBEL J., MILIMONKA H., GIEBELHAUSEN H. & RICHTER K., 2005: Einfluss des Weidefutterangebotes auf die Futterselektion von Mutterkühen auf einer Mähstandweide. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau*, 7: 26-29.
- LANTHALER U., 2006: Pressekonferenz Kulturlandschaftsförderung in Südtirol; Bozen, 22. Juni 2006. Abteilung Natur und Landschaft der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol.
- LÜTH C., TASSER E., NIEDRIST G., DALLA VIA J. & TAPPEINER U., 2010: Classification of the *Sieversio montanae*-*Nardetum strictae* in a cross-section of the Eastern Alps. *Plant Ecology* (accepted).
- MARINI L., SCOTTON M., KLIMEK S., ISSELSTEIN J. & PECILE A., 2007: Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119: 281-288.
- MAURER K., WEYAND A., FISCHER M. & STÖCKLIN J., 2006: Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation*, 130: 438-446.
- MERTZ P., 2000: Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen. *ecomod Landsberg/Lech*.
- MUCINA L., GRABHERR G. & ELLMAUER T., 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs; Teil I. Fischer, Jena/Stuttgart/New York.
- MYKLESTAD Å. & SÆTERISDAL M., 2004: The importance of traditional meadow management techniques for conservation of vascular plant species richness in Norway. *Biol Conservation*, 118: 133-139.
- NEWESELY C., TASSER E., SPADINGER P. & CERNUSCA A., 2000: Effects of land-use changes on snow

- gliding processes in alpine ecosystems. *Basic Applied Ecology*, 1: 61-67.
- NIEDRIST G., TASSER E. & TAPPEINER U., 2008: Maßnahmen und Strategien für eine nachhaltige Almentwicklung (MASTA). Technischer Abschlussbericht, Europäische Akademie Bozen.
- ORTNER G., 1988: Zur Ökologie subalpiner Standorte. Dissertationsarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- PAVLŮ V., HEJCMAN M., PAVLŮ L., GAISLER J., NEŽERKOVÁ P. & ANDALUZ M.G., 2005: Vegetation changes after cessation of grazing management in the Jizerské Mountains (Czech Republic). *Annales Botanici Fennici*, 42: 343-349.
- POSCHLOD P. & WALLISDEVRIES M.F., 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands-lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104: 361-376.
- ROOK A.J., DUMONT B., ISSELSTEIN J., OSORO K., WALLISDEVRIES M.F., PARENTE G. & MILLS J., 2004: Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, 119: 137-150.
- SCHUBINGER F.X., DIETL W. & BOSSHARD H.R., 1999: Nährwert von Futterpflanzen und Weiden des Berggebietes. *Montagna*, 6: I-VIII.
- SPATZ G., 1978: Der Einfluß von Bewirtschaftungsänderungen auf die Vegetation von Almen im Gasteiner Tal. In: CERNUSCA A. (ed.) *Ökologische Analysen im Gasteiner Tal. Band 2. Veröffentlichungen des österreichischen MAB-Programms.*
- STEINMAIR V., 1998: Die Vegetation von unterschiedlich genutzten Almflächen auf der Plätzwiese (Dolomiten, Südtirol). Diplomarbeit Universität Innsbruck.
- SURBER E., AMIET R. & KOBERT H., 1973: Das Brachlandproblem in der Schweiz. EAFV -Bericht 112.
- TAPPEINER U., TAPPEINER G., HILBERT A. & MATTANOVICH E. (eds.), 2003: *The EU Agricultural Policy and the Environment.* Europäische Akademie Bozen, Fachbereich Alpine Umwelt. Blackwell Verlag Berlin.
- TASSER E. & TAPPEINER U., 2002: Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5: 173-184.
- TASSER E. & TAPPEINER U., 2004: New model to predict rooting in diverse plant compositions. *Ecol. Model*, 185: 195-211.
- TASSER E., MADER M. & TAPPEINER U., 2003: Effects of landuse in alpine grasslands on the probability of landslides. *Basic Applied Ecology*, 4: 271-280.
- Tasser E., Ruffini F.V. & Tappeiner U., 2009: An integrative approach for analysing landscape dynamics in diverse cultivated and natural mountain areas. *Landscape Ecology*, 24(5): 611-628.
- TREMP H., 2005: Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Ulmer, Stuttgart.
- VÄRE H., LAMPINENE R., HUMPHRIES C. & WILLIAMS P., 2003: Taxonomic diversity of vascular plants in European Alpine areas. In: NAGY L., GRABHERR G., KÖRNER C. & THOMPSON, D.B.A. (eds.) *Alpine Biodiversity in Europe.* Springer Verlag Berlin: 133-148.
- WALLOSSECK C., 1999: Der Buntschwingel (*Festuca varia* agg., Poaceae) im Alpenraum: Untersuchungen zur Taxonomie, Verbreitung Ökologie und Phytosoziologie einer kritischen Artengruppe. Habilitationsschrift der Universität zu Köln.
- WILHALM T. & HILPOLD A., 2006: Rote Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen Südtirols. *Gredleriana*, 6: 115-198.
- WILHALM T., NIKLFELD H. & GUTERMANN W., 2006: Katalog der Gefäßpflanzen Südtirols. Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol. Bd. 3. Folioverlag Wien-Bozen.
- WOPFNER H., 1997: Bergbauernbuch, 3. Band: Wirtschaftliches Leben. Universitätsverlag Wagner Innsbruck.

Adressen der Autoren:

Mag. Georg Niedrist, PDoz. Dr. Mag. Erich Tasser, Univ.-Prof. Dr. Ulrike Tappeiner
 Europäische Akademie Bozen (EURAC)
 Institut für Alpine Umwelt
 Drususallee 1
 I-39100 Bozen
Georg.Niedrist@eurac.edu
Erich.Tasser@eurac.edu

Mag. Christian Lüth, Univ.-Prof. Dr. Ulrike Tappeiner
 Institut für Ökologie
 Leopold-Franzens Universität Innsbruck
 Sternwartestraße 15
 A-6020 Innsbruck, Österreich
Christian.Luefh@uibk.ac.at
Ulrike.Tappeiner@uibk.ac.at

Dr. Josef Dalla Via
 Land- und Forstwirtschaftliches Versuchszentrum Laimburg
 Laimburg 6
 I-39040 Auer
Josef.Dallavia@provinz.bz.it

eingereicht: 16. 01. 2009

angenommen: 04. 11. 2009

Anhang

Tab.5: Auflistung der verwendeten Literatur und der daraus entnommenen Vegetationsaufnahmen

AutorIn	Titel	Art der Publikation	Jahr	Ort	(n)
Dalla Torre M.	Die Vegetation der subalpinen und alpinen Stufe in der Puez-Geisler Gruppe.	Dissertation Universität Innsbruck	1982	St. Cristina/Gröden	14
Ebner C.	Die Wirtschaftswiesen des oberen Vinschgaus (Südseite) und ihre Bewirtschaftung.	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1996	Schluderns, Laas	120
Florian K.	Die Lärchenwiesen im Naturpark Trudner Horn	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1995	Altrei, Truden	35
Hellrigl S.	Wirtschaftswiesen der Nordhänge und Tallagen im Oberen Vinschgau aus vegetationskundlicher und futterbaulicher Sicht.	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1996	Laas, Prad	77
Keim K.	Die Vegetationsverhältnisse des Pflerschertales	Dissertation Universität Innsbruck	1967	Pflersch	38
Lechner G.	Die Vegetation der inneren Pfunderer Täler	Dissertation Universität Innsbruck	1969	Pfunders	26

AutorIn	Titel	Art der Publikation	Jahr	Ort	(n)
Mayer C.	Landschaftsentwicklung in der Gemeinde St. Leonhard in Passeier	Diplomarbeit Universität Innsbruck	2004	St. Leonhard in Passeier	13
Meurer M.	Die Vegetation des Grödner Tales	Giessener geogr. Schriften, 47	1980	Sellajoch	3
Mulser J.	Analyse der Vegetationsverteilung in der Abhängigkeit der Bewirtschaftungsänderungen auf den Waltner Mähdern	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1998	Walten/ Passeiertal	39
Niederbrunner F.	Vegetation der Sextener Dolomiten (subalpine und alpine Stufe)	Dissertation Universität Innsbruck	1975	Sexten	11
Oberhammer M.	Die Vegetation der alpinen Stufe in den östlichen Prager Dolomiten	Dissertation Universität Innsbruck	1979	Fanes-Sennes-Prags	18
Raffl E.	Die Vegetation der alpinen Stufe der Texelgruppe.	Dissertation Universität Innsbruck	1982	Pfelders	26
Steinmair V.	Die Vegetation von unterschiedlich genutzten Almflächen auf der Plätzwiese	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1998	Plätzwiese/ Prags	92
Thomaser J.	Die Vegetation des Peitlerkofels in Südtirol	Veröffentlichungen des Ferdinandeums, 47	1967	Gadertal	5
Unterhofer C.	Welche Landschaftsskala eignet sich zur Erklärung der Fließgewässerqualität?	Diplomarbeit Universität Innsbruck	2006	Vals, Schalders	59
Vorhauser K.	Vegetationskundliche Untersuchungen im Bereich der Eggen-taler Alm (Südtirol)	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1998	Eggen	116
Wallossek C.	Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen in der alpinen Stufe am SW-Rand der Dolomiten (Prov. Bozen und Trient)	Dissertationes Botanicae 154	1990	Latemar, Lavazè-Joch	27
Winkler J.	Populationsbiologische Untersuchungen an zwei eng verwandten Sippen in Alpinen Rasen	Diplomarbeit Universität Innsbruck	1992	Haseltal/ Prettau	41

Tab. 6: Artenliste mit Strukturkoeffizient und mittlerer Deckung (in %) der relevanten Arten für die Gruppenzuordnung in der Diskriminanzanalyse. (relevant = Strukturkoeffizient > 0,05; mittlere Deckung > 0,5% pro Bewirtschaftungsform). Deckungen > als 2,8% (= "1" nach Braun-Blanquet 1964) sind grau hinterlegt. SK: Strukturkoeffizient, weitere Abkürzungen siehe Tab. 2.

	SK	EW	IW	4G	3G	2G	1G	1U	SU	BR
<i>Achillea millefolium</i> agg.	-0,154	0,5	3,8	2,2	4,8	5,2	2,1	0,8	0,3	0,4
<i>Agrostis alpina</i>	0,087	0,8	-	-	-	-	-	0,2	1,1	0,1
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	-0,134	5,7	12,2	-	0,8	2,4	13,3	2,7	0,8	0,4
<i>Antennaria dioica</i>	0,064	0,3	-	-	-	-	-	0,3	0,8	0,4
<i>Anthoxanthum alpinum</i>	0,085	1,4	0,6	-	-	-	1,3	2,0	2,2	1,5
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,176	-	-	-	0,2	2,5	0,3	0,7	0,3	0,1
<i>Anthriscus sylvestris</i>	-0,119	-	0,1	0,3	3,8	6,6	0,4	-	-	-
<i>Arnica montana</i>	0,105	0,9	-	-	-	-	0,1	1,7	3,2	3,1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,094	-	-	3,1	2,0	2,9	2,0	-	-	-
<i>Avenella flexuosa</i>	0,063	1,3	0,7	-	0,1	-	0,6	1,3	0,9	2,8
<i>Avenula versicolor</i>	0,100	1,1	0,2	-	-	-	0,2	1,3	1,8	1,3
<i>Bartsia alpina</i>	0,071	0,3	-	-	-	-	0,1	0,5	0,8	0,2
<i>Bellidiastrum michelii</i>	-0,072	0,3	0,1	-	-	-	-	0,1	0,6	-
<i>Briza media</i>	-0,097	0,3	-	-	-	0,1	0,4	1,2	1,8	0,6
<i>Calamagrostis villosa</i>	0,075	-	-	-	-	-	-	-	-	3,3
<i>Calluna vulgaris</i>	0,072	0,5	-	-	-	-	-	1,5	2,1	4,5
<i>Campanula barbata</i>	0,066	0,3	0,1	-	-	-	0,1	0,7	0,7	1,8
<i>Campanula scheuchzeri</i>	0,109	1,1	0,2	-	-	-	0,7	1,3	0,8	0,9
<i>Carex montana</i>	-0,081	0,1	-	-	-	-	-	0,7	2,4	0,3
<i>Carex sempervirens</i>	0,107	10,5	1,4	-	0,1	-	0,1	4,2	6,7	5,5
<i>Carlina acaulis</i>	0,078	0,3	-	-	-	-	-	0,5	1,8	0,6
<i>Carum carvi</i>	-0,117	0,8	2,5	0,6	1,3	3,0	1,1	0,5	0,1	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,194	0,5	0,2	-	0,1	1,9	0,8	0,7	0,4	0,1
<i>Crocus albiflorus</i>	0,087	0,2	0,5	-	-	0,8	1,0	0,7	1,1	0,4
<i>Dactylis glomerata</i>	-0,208	-	1,2	7,2	15,9	11,0	2,8	0,4	-	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,164	1,2	15,2	-	-	0,1	2,3	0,6	0,1	1,0
<i>Echinochloa crus-galli</i>	-0,206	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Festuca pratensis</i> agg.	-0,118	-	1,2	1,5	0,5	3,6	0,9	-	-	-
<i>Festuca varia</i> agg.	0,118	4,1	-	-	-	-	-	0,2	0,7	15,2
<i>Galium anisophyllum</i>	0,088	0,8	0,1	-	-	-	0,4	0,7	1,3	0,3
<i>Gentiana acaulis</i>	0,104	0,5	-	-	-	-	0,1	0,6	1,1	1,0
<i>Gentiana verna</i>	0,094	0,1	-	-	-	-	-	0,1	0,5	-
<i>Geranium sylvaticum</i>	0,059	0,2	2,2	-	-	0,1	0,3	0,7	0,2	0,3
<i>Geum montanum</i>	0,071	1,2	-	-	-	-	0,2	1,4	1,7	1,8
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0,070	0,1	-	-	-	-	0,1	0,4	0,5	0,5
<i>Heracleum sphondylium</i> agg.	-0,166	-	0,1	1,2	4,9	9,0	0,6	0,3	-	-
<i>Horminum pyrenaicum</i>	0,079	1,4	0,1	-	-	-	0,1	0,7	3,1	-
<i>Hypochaeris uniflora</i>	0,096	0,2	-	-	-	-	-	0,3	0,2	1,7
<i>Juncus trifidus</i>	0,116	0,2	0,1	-	-	-	-	0,3	0,4	2,3
<i>Knautia arvensis</i>	0,100	-	-	-	0,4	1,0	0,1	0,4	-	-

	SK	EW	IW	4G	3G	2G	1G	1U	SU	BR
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	-0,070	0,1	0,1	-	0,1	0,9	1,6	1,0	1,2	0,1
<i>Lotus corniculatus</i>	-0,075	0,1	-	-	-	-	-	0,3	0,9	0,9
<i>Luzula luzuloides</i>	0,102	0,1	0,5	-	-	-	-	0,2	0,2	0,8
<i>Luzula multiflora</i>	0,098	0,7	0,1	-	-	-	0,7	1,5	1,4	1,2
<i>Molinia coerulea</i>	0,068	-	-	-	-	-	-	0,5	1,6	4,4
<i>Myosotis sylvatica</i> agg.	0,227	-	-	-	-	1,8	0,3	0,4	-	-
<i>Nardus stricta</i>	0,105	9,8	0,1	-	-	-	1,2	10,9	10,9	5,3
<i>Pedicularis elongata</i>	0,101	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,6	-
<i>Pedicularis tuberosa</i>	0,076	0,2	-	-	-	-	-	0,2	0,4	0,7
<i>Persicaria vivipara</i>	0,079	2,5	0,5	-	-	-	0,1	1,2	0,7	3,0
<i>Phleum pratense</i>	-0,119	0,1	2,0	0,1	2,0	4,7	1,3	-	-	-
<i>Phleum rhaeticum</i>	0,114	0,7	7,1	-	-	-	1,5	0,4	-	0,1
<i>Phyteuma hemisphaericum</i>	0,070	0,3	0,3	-	-	0,1	-	0,1	0,1	0,7
<i>Pimpinella major</i>	-0,144	0,1	0,8	1,2	2,9	4,3	1,4	0,2	-	0,1
<i>Plantago lanceolata</i>	-0,096	-	0,1	0,4	0,7	1,8	0,8	0,3	-	-
<i>Plantago major</i>	0,067	-	1,3	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Plantago media</i>	0,079	0,1	2,1	-	-	0,1	0,3	0,5	0,3	0,1
<i>Poa alpina</i>	0,147	5,4	14,2	-	-	-	2,6	1,8	0,2	0,1
<i>Poa pratensis</i>	-0,154	-	0,1	1,3	0,6	4,6	1,9	0,3	-	-
<i>Poa supina</i>	0,064	0,3	1,8	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Poa trivialis</i>	-0,178	0,2	0,9	3,6	6,3	8,1	2,5	0,2	0,1	-
<i>Polygala alpestris</i>	0,067	0,6	0,2	-	-	-	0,5	0,4	1,3	0,1
<i>Potentilla erecta</i>	0,099	2,8	0,2	-	-	-	0,4	2,5	2,8	3,4
<i>Prunella grandiflora</i>	0,078	0,4	0,1	-	-	-	-	0,2	1,5	-
<i>Pulsatilla vernalis</i>	0,068	0,2	-	-	-	-	-	0,3	0,7	1,0
<i>Ranunculus bulbosus</i>	0,198	-	-	-	-	1,5	0,5	0,4	-	-
<i>Ranunculus montanus</i> agg.	0,089	1,8	2,2	-	-	-	0,7	0,5	0,4	0,6
<i>Rumex acetosa</i>	-0,149	-	0,6	0,7	3,1	4,4	1,6	0,3	-	-
<i>Scabiosa lucida</i>	-0,055	0,4	-	-	-	-	0,1	0,1	0,6	0,6
<i>Silene dioica</i>	0,145	0,1	0,8	-	0,3	1,9	0,3	0,1	-	-
<i>Soldanella alpina</i>	-0,070	0,8	0,3	-	-	-	0,6	0,4	1,0	0,1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	-0,246	0,4	1,6	7,5	14,5	6,3	1,8	0,4	-	-
<i>Thymus praecox</i> ssp. <i>polytrichus</i>	-0,058	1,7	0,1	-	-	-	-	0,4	0,9	0,1
<i>Trifolium pratense</i>	-0,137	2,2	3,8	2,8	3,2	8,8	4,4	3,9	0,4	0,2
<i>Trifolium repens</i>	-0,150	1,4	13,7	10,9	12,5	10,8	5,4	1,6	0,2	0,5
<i>Trisetum flavescens</i>	-0,176	-	0,4	1,5	6,2	9,9	5,2	0,5	-	-
<i>Trollius europaeus</i>	0,076	1,4	4,6	-	-	2,0	2,7	1,6	0,9	1,0
<i>Vaccinium gaultheroides</i>	0,060	0,4	0,1	-	-	-	-	0,4	0,8	1,6
<i>Vaccinium vitis idaea</i>	0,081	0,2	-	-	-	-	-	0,2	1,1	1,0
<i>Veratrum album</i>	0,065	0,1	1,6	-	-	-	0,4	0,3	-	0,1
<i>Veronica bellidioides</i>	0,076	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,5
<i>Vicia cracca</i> agg.	0,170	-	0,1	0,2	0,1	2,5	1,0	0,1	-	0,2
<i>Vicia sepium</i>	0,120	-	0,1	-	0,3	1,0	0,3	-	-	-
<i>Viola tricolor</i> agg.	-0,107	-	-	-	-	0,4	0,6	0,1	-	-

