

Biodiversität im alpinen Grünland sowie Züchtungsfragen mit Ökotypen

B. KRAUTZER, W. GRAISS, E. M. PÖTSCH und A. BLASCHKA

Einleitung

Seit der Steinzeit leben Menschen in den Alpen und führten über Jahrtausende einen Überlebenskampf. Die Zone der ständigen Besiedlung konzentrierte sich dabei auf die Täler. Im Bereich und oberhalb der Waldgrenze waren die klimatischen Voraussetzungen für eine dauerhafte Besiedlung nicht gegeben. Trotzdem wurden diese Flächen über die Vegetationsperiode häufig als Weideflächen für das Vieh oder als Bergmäher zur Gewinnung von Heu genutzt. Zu Beginn des Mittelalters nahm der Druck auf die obere Waldgrenze durch umfangreiche Rodungsmaßnahmen zur Abdeckung des enormen Holzbedarfes für Salinen- und Bergwerksbetriebe einerseits sowie zur Schaffung von Weideflächen zu. Diese Maßnahmen verwandelten weite Bereiche der oberen montanen bis hin zur oberen subalpinen Stufe in offenes Weideland.

Im Verlauf der letzten 50 Jahre kam es im gesamten Alpenraum zu nachhaltigen Veränderungen. Großflächig wurde die agrarische Nutzung zurückgenommen oder aufgegeben. In tieferen Lagen kam es dadurch wieder zu einer entsprechenden Ausweitung der Waldflächen. In der oberen montanen bis hin zur unteren alpinen Stufe wurde die Bewirtschaftung von Grünlandflächen extensiviert oder zum Teil vollends aufgegeben.

Im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Nutzung führten Sommer- und Wintertourismus in den letzten Jahrzehnten zu einer intensiven Erschließung der Hochlagen. Gut 120 Millionen Touristen besuchen jährlich die Alpen (VEIT 2002). Al-

penweit bestehen bereits mehr als 10.000 Transportanlagen, der Großteil für touristische Zwecke. Ausgehend von Berechnungen Mitte der Neunzigerjahre beträgt die aktuelle Fläche für Schipisten und Aufstiegshilfen mehr als 110.000 ha (CIPRA 1998), wovon mehr als 32.000 ha beschneit werden (CIPRA 2004).

Nutzung und floristische Diversität im alpinen Grünland

Grünland ist die vorherrschende Kulturart in Österreich und prägt mit einer sehr unterschiedlichen Nutzung und Bewirtschaftung nachhaltig das Bild unserer Kulturlandschaft von den Tallagen bis in den alpinen Bereich. In Anlehnung an die Richtlinie für standortgerechte Begrünungen (ÖAG 2000) wird nachstehend „alpines Grünland“ mit landwirtschaftlich genutzten Hochlagen gleichgestellt, das sind im Wesentlichen Bereiche in der oberen montanen, subalpinen und unteren alpinen Stufe, oberhalb der Dauerbesiedlungen, die nur in den Sommermonaten bewirtschaftet werden und deren Nutzung als extensiv angesehen werden kann. Naturschutzfachlich hochwertige, anthropogen wenig beeinflusste Pflanzengesellschaften wie beispielsweise Gamsheidespalier, Nacktiedrasen oder Krummseggenrasen sind nicht Gegenstand der nachstehenden Ausführungen.

Österreich ist ein Gebirgsstaat, in welchem zwei Drittel der Fläche auf das Berggebiet entfällt. Rund ein Fünftel des Bundesgebietes entfällt laut Almkataster auf

Almflächen. Bezogen auf die tatsächlich genutzten Futterflächen werden rund 17 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche als alpines Grünland genutzt (BMLFUW 2006). Mehr als 40.000 Betriebe, rund die Hälfte aller Bergbauernbetriebe Österreichs, treibt Vieh auf die grünländlich genutzten Flächen im Almbereich. Nachdem die Auftriebszahlen in den sechziger und siebziger Jahren des 20. Jahrhunderts stark zurückgegangen sind, hat die Almwirtschaft durch Extensivierung der Bewirtschaftung sowie durch die Almwirtschaftsförderungen über die ÖPUL-Programme wieder zunehmend an Bedeutung gewonnen (AIGNER et al. 2003).

Wie in *Tabelle 1* ersichtlich, beträgt das derzeitige Ausmaß des alpinen Grünlandes etwa 487.000 ha. Der Schwerpunkt der Almbewirtschaftung liegt in Tirol, Salzburg, Kärnten und der Steiermark. Von der Nutzungsart her lassen sich die Flächen in Almweiden, Bergmäher und Almwiesen unterteilen, wobei die offizielle Statistik nur die ersten zwei Begriffe unterscheidet. Der Anteil an Bergmähern und Almwiesen ist minimal und liegt unter 2 Prozent der Gesamtfläche.

Im Rahmen eines von der UNESCO unterstützten Projektes der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (MAB-Projekt 6/21 „Landschaft und Landwirtschaft im Wandel“) wurden, unter Einbindung der HBLA Raumberg-Gumpenstein, zahlreiche wissenschaftliche Arbeiten zur floristischen Diversität im Grünland in mehreren österreichischen Untersuchungsgebieten durchgeführt (PÖTSCH und BLASCHKA 2003). Dabei

Tabelle 1: Flächenausmaß des alpinen Grünlandes nach Bundesländern

	Bgld.	Kärnten	NÖ	OÖ	Salzburg	Stmk	Tirol	Vlbg.	Österreich
Almen		78.136	4.344	5.510	88.717	65.146	196.552	43.983	482.387
Bergmäher	1	1.123	9	10	409	1	3.596	95	5.243
Gesamt	1	79.259	4.353	5.520	89.126	65.147	200.148	44.078	487.630

Autoren: Dr. Bernhard KRAUTZER, Dr. Erich M. PÖTSCH, Dr. Wilhelm GRAISS und Mag. Albin BLASCHKA, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 Irdning, bernhard.krautzer@raumberg-gumpenstein.at

ging es im Wesentlichen um die floristische Artenvielfalt im Zusammenhang mit Bewirtschaftungsform, Standortparametern und produktionstechnischen Aspekten inklusive ausgewählter Maßnahmen des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL.

Zunächst wurde die floristische Artenzahl (α -Diversität) der einzelnen Grünlandnutzungstypen dargestellt, wobei deren Untergliederung wesentlich detaillierter vorgenommen wurde als bei der offiziellen statistischen Erfassung der Kulturarten für die Erstellung der Grünen Berichte des BMLFUW (Abbildung 1). Die in Österreich sehr vielfältigen Grünlandnutzungstypen ergeben sich durch unterschiedliche Nutzungsfrequenzen, Düngungsintensitäten und/oder Beweidungsniveaus. Diese Nutzungs- und Bewirtschaftungskriterien orientieren sich neben betrieblichen Aspekten unter anderem auch sehr stark an den jeweiligen Standortverhältnissen hinsichtlich Klima, Boden, Topographie, Ausrichtung und Höhenlage der Flächen.

Insgesamt konnten in den 8 Untersuchungsgebieten bei den gesamten botanischen Aufnahmen 869 Arten eindeutig bestimmt werden. Dies kann durchaus als Beweis einer beachtlichen Diversität und dem zugrundeliegend, einer im hohen Maße noch nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung in den untersuchten Gebieten gewertet werden. Basis dafür ist allerdings die Absicherung einer weiterhin abgestuften und differenzierten Grün-

landnutzung, die nicht nur Rücksicht auf die standörtlichen Gegebenheiten nimmt, sondern auch bereit ist, minder produktive Flächen zu bewirtschaften und sich nicht aus rein wirtschaftlichen Gründen auf die Nutzung und oder Schaffung von Intensivgrünland konzentrieren muss (GRABHERR et al. 1995, DIETL 1995).

Gemäß der einleitend festgelegten Definition von alpinem Grünland sind hier die Almweiden, Almweiden und die Bergmäher von zentralem Interesse. Die Erhebungsflächen dieser drei Nutzungstypen lagen in einem Höhenbereich zwischen 950 und 1.900 m und wiesen im Vergleich zu den intensiver genutzten Grünlandflächen der Tallagen (Drei- und Vierschnittflächen sowie Feldfutterbeständen) mit \bar{x} 39 (Almweiden) bis 53 (Bergmäher) unterschiedlichen Arten eine deutlich höhere floristische Vielfalt auf. Dies wird auch durch eine höhenpezifische Auswertung bestätigt, wonach in einer Seehöhe < 500 m eine \bar{x} Artenzahl von 32 vorlag, in der Höhenstufe > 1.000 m hingegen \bar{x} 43 Grünlandarten bonitiert wurden (Tabelle 2). Auffallend ist auch, dass die drei ausgewählten Nutzungstypen die höchsten Minimalartenzahlen aufwiesen und bei den Almweiden auch jene Erhebungsfläche auftrat, die mit insgesamt 115 unterschiedlichen Grünlandarten noch vor der Hutweide die maximale Artenzahl erreichte.

Allerdings muss auch festgestellt werden, dass es sich großteils um weit verbreitete Arten handelte und der Anteil an

Rote-Listen-Arten ähnlich niedrig wie im Wirtschaftsgrünland war. In Einzelfällen kommt es auf alpinen Grünlandflächen auch zur Ausprägung von Borstgrasdominierten Beständen, insbesondere bei mangelnder, unregelmäßiger oder gänzlich fehlender Bewirtschaftung.

Eine dem Standort und den vorherrschenden Wachstumsbedingungen angepasste Bewirtschaftung gewährleistet daher nicht nur eine Offenhaltung von alpinen Grünlandflächen sondern trägt auch maßgeblich zur Erhaltung und Förderung der floristischen Diversität bei. Gegenüber den Nutzungstypen des Wirtschaftsgrünlandes ist allerdings anzumerken, dass die Futterqualität von Almweiden, Almweiden und Bergmähdern deutlich niedriger ist und mit 4,18 bis 5,24 MJ NEL/kg TM im Bereich der Futterqualität von Hutweiden und Einschnittwiesen liegt (PÖTSCH et al. 1998). Betriebe mit einem mittleren bis hohen Leistungsniveau stellen heute aber wesentlich höhere Ansprüche an die Futterqualität wodurch alpine Grünlandflächen diesbezüglich nur mehr eine geringe Attraktivität aufweisen.

Die HBLFA Raumberg-Gumpenstein hat sich in den Jahren 1992 bis 1997 sehr intensiv mit Fragen des Ertrages und der Futterqualität von Almweiden als Grundlage für die Durchführung von Wald-Weidetrennverfahren befasst (BAL 1998). In einem interdisziplinären Forschungsprojekt wurden neben bodenkundlichen und pflanzenbaulichen Erhebungen auch umfassende botanische

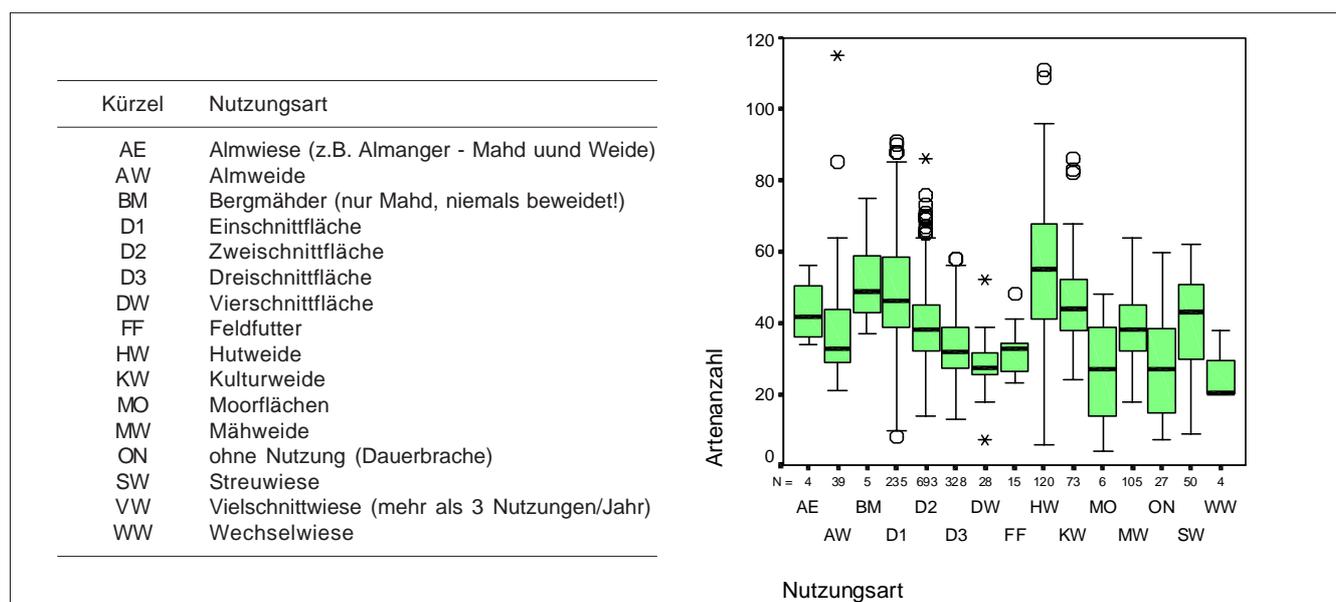


Abbildung 1: Die floristische Artenzahl in Abhängigkeit vom jeweiligen Grünlandnutzungstyp (PÖTSCH et al. 2005)

Tabelle 2: Artenzahlen nach Höhenlage der Erhebungsflächen (PÖTSCH und BLASCHKA, 2003)

Höhenlage	n	Ø	Median	min.	max.	Spannweite	s
< 500 m Seehöhe	45	31,8	31	10	64	54	10,5
500 - 750 m Seehöhe	445	37,6	36	10	82	72	11,2
751 - 1100 m Seehöhe	1006	41,3	39	4	115	111	14,6
> 1100 m Seehöhe	190	43,3	42	13	109	96	14,6
Gesamt	1686	40,3	38,5	4	115	111	13,9

Aufnahmen auf zahlreichen steirischen Almstandorten durchgeführt (SOBOTIK et al. 1998). Im sogenannten Höhenprofil Johnsbach wurden systematische Erhebungen auf vier Höhenstufen (1.000 m, 1.300 m, 1.500 m und 1.700 m), zwei geologischen Formationen (Kalk, Kristallin) sowie zwei Expositionen (Nord, Süd) durchgeführt. Insgesamt wurden auf den 16 Versuchsflächen 303 Arten gefunden, von denen 72 Arten den intensiveren Wirtschaftsgrünlandgesellschaften zuzuordnen sind. 32 Arten gehören zur Gesellschaft der Silikatmagerrasen (Borstgrasrasen), 47 Arten zu den Kalkmagerasen, 20 Arten zu den Hochstaudengesellschaften. Neben Vertretern der Lägerfluren, Trespennrasen und Ruderalgesellschaften traten auch noch typische Arten der Flach- und Zwischenmoore auf. Innerhalb des untersuchten Höhengradienten zeigte sich auch in dieser Studie grundsätzlich eine Erhöhung der floristischen Diversität mit zunehmender Höhenlage. Trotz eines Standortes mit einem dominanten Borstgrasbesatz und nur 37 Arten lag die Ø Artenzahl auf den Kalkstandorten mit 75 über jenen der Kristallinstandorte mit Ø 71 Arten. Noch stärker wurde die Artenzahl von der Exposition der Untersuchungsflächen beeinflusst - auf den südexponierten Flächen lag die Ø Artenzahl bei 79, während auf den nordexponierten Flächen Ø 71 Arten erhoben wurden.

Die Ergebnisse aus den beiden angeführten Studien zeigen ganz deutlich die große Bedeutung von alpinen Grünlandflächen hinsichtlich der floristischen Diver-

sität. Die Erhaltung dieser ökologisch wertvollen, jedoch futterbaulich weniger bedeutsamen und vor allem schwierig zu bewirtschaftenden Flächen bedarf auch zukünftig einer besonderen Unterstützung.

Genetische Biodiversität von Saatgutmischungen und Bewirtschaftung von alpinen Grünlandbeständen

In Österreich stehen jährlich mehr als 3.000 ha an Hochlagenflächen zur Wiederbegrünung an (KRAUTZER 1996). Die Gründe dafür sind mannigfaltig: Geländekorrekturen im Zuge von Schippenbauten, Forst- und Almwegebauten, Revitalisierung und Verbesserungen von Almen, Maßnahmen zur Verbesserung der touristischen Infrastruktur oder notwendige Wildbach- und Lawinenverbauungen, um die wichtigsten zu nennen. Der Großteil dieser Flächen wird in weiterer Folge, zumindest im Sommer, landwirtschaftlich genutzt. Wirtschaftliche Aspekte wie Bestandesstruktur, Bestandesschluss, Ertragsfähigkeit und Futterqualität sind auch im Rahmen einer extensiven Bewirtschaftung dieser Flächen von Bedeutung. Aus Sicht der Landwirtschaft wird traditionell die Verwendung von leistungsfähigen Zuchtsorten auch für die Begrünung und Bewirtschaftung in höheren und hohen Lagen empfohlen. Im Gegensatz dazu zeigt die Verwendung von genetisch diversen Ökotypengemischen standortgerechter Hochlagenarten (KRAUTZER et al. 2004) in vielen Unter-

suchungen eine deutlich bessere Anpassung an die mit zunehmender Höhenlage immer extremer werdenden Standortfaktoren (KRAUTZER et al. 2006). Im Rahmen zweier weiterer Forschungsprojekte der HBLFA Raumberg-Gumpenstein wurde untersucht, wie weit die Verwendung von Ökotypensaatgut geeigneter standortgerechter Arten Vorteile im Vergleich zu Mischungen mit (hochwertigem) Sortensaatgut bei der Anlage und Bewirtschaftung von alpinen Grünlandbeständen bringt (KRAUTZER et al. 2003, GRAISS 2004, GRAISS et al. 2005).

Material und Methoden

Hochwertige Handelsmischungen und dem jeweiligen Standort angepasste Saatgutmischungen wurden auf drei frisch eingesäten alpinen Grünlandbeständen in der montanen, subalpinen und alpinen Höhenstufe verglichen. Der Einfluss der Saatgutmischungen auf ökologische (Stabilität) und landwirtschaftliche (Futterqualität) Aspekte wurde über drei und vier Jahre untersucht (siehe *Tabelle 3*).

Parzellenversuche mit einer Parzellengröße von 8,5 m² und vier Wiederholungen (Versuchsdesign in Form des lat. Quadrats) wurden von 1998 bis 2001 auf dem Versuchsstandort Eschwald durchgeführt. Zwei verschiedene Saatgutmischungen (SM 1 = Dauergrünlandmischung für raue Lagen; SM 2 = standortangepasste Mischung mit dem Standort angepassten sowie standortgerechten Arten und Sorten von Gräsern und Leguminosen) wurden händisch gesät und jährlich mit 11,25 t Mistkompost gedüngt (siehe *Tabelle 4*).

Auf den Versuchsstandorten Hochwurzen und Gerlos wurde ein Exaktversuch (zweifaktorielle Versuchsanlage im split-plot Design) mit drei Wiederholungen und einer Parzellengröße von 21 m² in den Jahren 2000 bis 2002 durchgeführt.

Tabelle 3: Beschreibung der Versuchsflächen, mittlere Temperatur (MTV) in der Vegetationsperiode (Juni bis August) und Bodenkenndaten zur Versuchsanlage (Krautzer et al. 2003, Graiss 2004, Peratoner et al. 2004)

Standort	Untersuchungszeitraum	Seehöhe (m) Exposition	MTV °C	pH _{CaCl2}	Bodenkenndaten			
					Humus g kg ⁻¹	N _{tot} g kg ⁻¹	P (CAL) mg kg ⁻¹	K (CAL) mg kg ⁻¹
Eschwald	Styria, A 1998-2001	1.415; WSW	12,5	3,9	220	8,1	86	150
Hochwurzen	Styria, A 2000-2002	1.830; SO	10,8	6,6	40	2,1	13	47
Gerlos	Tyrol, A 2000-2002	2.280; S	7,6	4,8	57	2,7	21	25

Tabelle 4: Zusammensetzung der verwendeten Saatgutmischungen (in Gew.%) der Standorte Eschwald (SM1 and SM2), Hochwurzeln (SM 3 and SM 4) und Gerlos (SM 3 and SM 5)

Gräser	SM 1	SM 2	SM 3	SM 4	SM 5	SM 1	SM 2	SM 3	SM 4	SM 5
<i>Agrostis capillaris</i>		7,1	4,6	4	6					
<i>Avenella flexuosa</i>					6					
<i>Cynosurus cristatus</i>		4,4				4,3		5	3	6
<i>Dactylis glomerata</i>	10,3	3,6							5	2
<i>Festuca nigrescens</i>				35	22			2,4		6
<i>Festuca ovina</i>			2,5						7	
<i>Festuca pratensis</i>	17,2	11,8				12,9	13,4	4,2		6
<i>Festuca supina</i>					5					
<i>Festuca rubra</i> agg.	7,7	29,5	31							
<i>Lolium perenne</i>	16,5	5,3	15,7	3				0,7	1	2
<i>Phleum alpinum</i>				10	6					0,22
<i>Phleum pratense</i>	10,3	8,9	19,9							0,5
<i>Poa alpina</i>				15	27					1
<i>Poa pratensis</i>	20,7	16	10,6							0,03
<i>Poa supina</i>				5	4					0,25
<i>Poa violacea</i>				5				3,4		
Leguminosen										
<i>Anthyllis vulneraria</i>									5	
<i>Lotus corniculatus</i>						4,3		5	3	6
<i>Trifolium badium</i>									5	2
<i>Trifolium hybridum</i>								2,4		6
<i>Trifolium nivale</i>									7	
<i>Trifolium repens</i>						12,9	13,4	4,2		6
Kräuter										
<i>Achillea millefolium</i>								0,7	1	2
<i>Campanula barbata</i>										0,22
<i>Crepis aurea</i>										0,5
<i>Leontodon hispidus</i>									1	1
<i>Silene dioica</i>										0,03
<i>Silene vulgaris</i>										0,25
<i>Vicia sativa</i>								3,4		

Es wurden jeweils zwei unterschiedliche Saatgutmischungen (SM 3 = konventionelle Saatgutmischung, zusammengesetzt ausschließlich aus Zuchtsorten der Niederungen, SM 4 und SM 5 = standortgerechte Saatgutmischungen, zum Großteil bestehend aus standortgerechten Gräsern, Leguminosen und Kräutern sowie bei Bedarf zusätzlichen standortangepassten Zuchtsorten der Niederungen) unter Verwendung der Applikationstechnik Hydrosaat (15g/m² Mineraldünger (15 N:15 P:15 K), 5 g/m² Rekuform[®], 15 g/m² Kleber, 15 g/m² Saatgut) sowie einer Mulchschicht aus Stroh (500 g/m²) zur Vermeidung von Erosion, etabliert (siehe *Tabelle 2*) (KRAUTZER und WITTMANN 2006). Diese Parzellen wurden in Hinblick auf die extremen Standortsbedingungen nur einmalig, zur Anlage, gedüngt. Die Verdaulichkeit wurde mit der in vitro Methode von TILLEY und TERRY (1963) geschätzt.

Um auch eine ökologische Bewertung der Parzellen durchführen zu können, wurden die bonitierten Arten in drei Gruppen, entsprechend ihrer ökologischen Wertigkeit, eingeteilt.

Gruppe 1: Standortfremde Arten, die unter natürlichen Bedingungen am Standort nicht ausdauernd sind. Standortfremde Arten der Saatgutmischungen bestehen im Regelfall aus landwirtschaftlich wertvollen Zuchtsorten von Arten der Niederungen.

Gruppe 2: Standortangepasste Arten, die am jeweiligen Standort nicht natürlich vorkommen, unter den gegebenen Bedingungen jedoch ausdauernd sind. Stand-

ortgerechte Arten sind Zuchtsorten, welche besonders gut an die jeweiligen Standortsbedingungen angepasst sind.

Gruppe 3: Standortgerechte Arten, die am Standort natürlich vorkommen. Standortangepasste Standortgerechte Arten sind Mischungen von Ökotypenmaterial mit hoher genetischer Biodiversität, gesammelt an mehreren (6 bis 12) Standorten höherer und hoher Lagen der österreichischen Alpen (KRAUTZER et al. 2004) und von züchterischen Maßnahmen unbeeinflusst.

Die Anteile (in Flächen %) aller, in Hinblick auf einen Standort einer Gruppe zugehörigen Arten, wurden dabei zusammengezählt.

Vergleich von Saatgutmischungen auf einem montanen Standort

Mit steigender Höhenlage und stärkerer Hangneigung wird ein ausreichender Schutz frisch begrünter Flächen gegen Erosion immer wichtiger. Ergebnisse einschlägiger Versuche zeigen, dass ab dem Erreichen einer Vegetationsdeckung von 70 % erosionsstabile Verhältnisse vorherrschen (TASSER et al. 2003). Aus diesem Grund ist das Erreichen einer ausreichenden Vegetationsdeckung ein erstes wichtiges Begrünungsziel auf allen Standorten. In der Literatur finden sich unterschiedliche Beispiele, um die ökologische Wertigkeit von Pflanzenbeständen zu beschreiben, wie beispielsweise die Zuordnung ökologischer Zeigerwerte nach LANDOLD (1977) oder ein Effizienzindex wie von PARENTE et al. (2002) beschrieben. Die hier angewendete Methode einer Einteilung in Gruppen mit

unterschiedlicher ökologischer Wertigkeit erlaubt einen simplen Vergleich unterschiedlicher Standorte und Mischungen. Am Standort Eschwald erreichten sowohl die Grünlandmischung als auch die standortangepasste Mischung bereits im ersten Jahr nach der Ansaat Werte über 80 % Vegetationsdeckung (*Abbildung 2*). Ein wesentlicher Unterschied ist aber in Hinblick auf die ökologische Wertigkeit der Pflanzenbestände zu erkennen. Die standortangepasste Saatgutmischung (SM 2) führte zu einem Pflanzenbestand, bei dem nach vier Jahren praktisch keine standortfremden Arten mehr zu beobachten waren. Aufgrund der guten Konkurrenzkraft und Ausdauer der verwendeten standortangepassten Arten (und Sorten) liegt deren Anteil bei 80 %. Die handelsübliche Grünlandmischung (SM 1) zeigt am Ende des Untersuchungszeitraumes ebenfalls einen starken Rückgang der standortfremden Arten, der Anteil der standortgerechten Arten (hauptsächlich landwirtschaftlich wertlose Arten wie *Calamagrostis villosa* und *Avenella flexuosa*) ist deutlich höher und liegt über 15 %. Ein Vergleich der Artenzahl (*Abbildung 3*) zeigt in Hinblick auf die Standortsbedingungen niedrige, bei SM 1 aber mit 16 Arten deutlich höhere Werte als bei SM 2 mit 11 Arten, wobei sich bei SM 2 die Arten aus der ursprünglichen Mischung deutlich besser behaupten konnten. Diese Zusammenhänge spiegeln sich in der *Abbildung 4* wider, in der ein Vergleich des Energieertrages tendenziell höhere Erträge der standortangepassten Saatgutmischung zeigt. Auch in Hinblick auf Ausdauer und

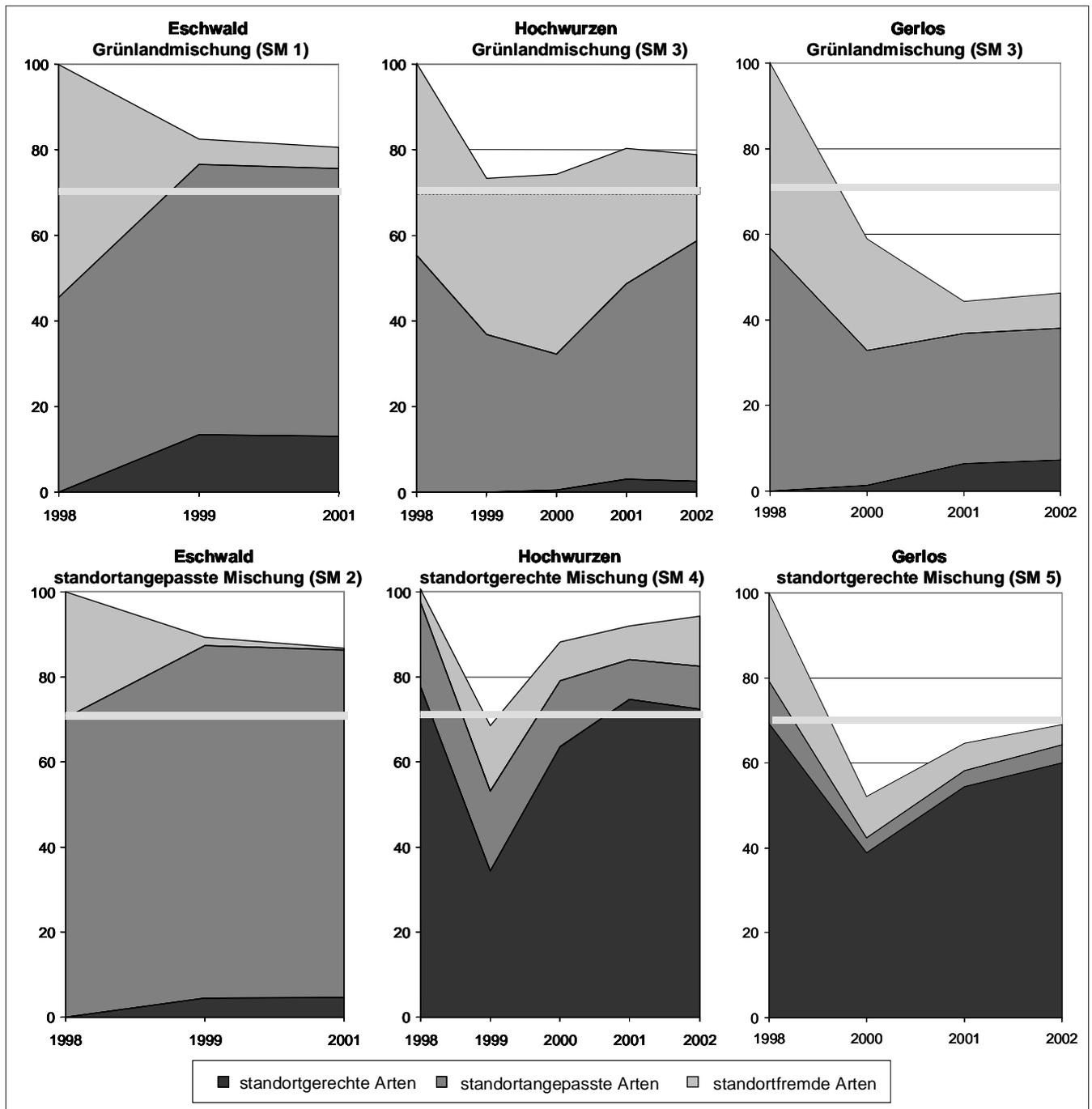


Abbildung 2: Entwicklung der durchschnittlichen Deckung der verglichenen Saatgutmischungen sowie des Anteiles der einzelnen ökologischen Gruppen (1998 = Zusammensetzung der Ansaatmischung)

Persistenz lässt SM 2 deutlich stabilere und ertragsfähigere Pflanzenbestände für die Zukunft erwarten.

Vergleich von Saatgutmischungen auf einem subalpinen Standort

Lag der Unterschied zwischen den verglichenen Saatgutmischungen des montanen Standortes noch hauptsächlich in der Standortseignung der verwendeten Sorten, so zeigte die ursprüngliche Mischungszusammensetzung für den sub-

alpinen Standort bereits deutliche Unterschiede bei den verwendeten Arten. Zusätzlich kamen in der standortgerechten Mischung keine Sorten, sondern hauptsächlich Ökotypengemische standortgerechter Arten zum Einsatz. Auffällig ist, dass die angesäten Mischungen in Hinblick auf die deutlich extremeren Standortbedingungen bereits zwei volle Vegetationsperioden benötigen, um sich ausreichend zu etablieren (Abbildung 2). Am Ende des Untersuchungszeitraumes

haben sowohl die Grünlandmischung (SM 3) als auch die standortgerechte Mischung (SM 4) eine ausreichende Vegetationsdeckung erreicht. Trotzdem wurden bei SM 4 signifikant bessere Werte von mehr als 90 % gegenüber 79 % bei SM 3 festgestellt. Gruppieren man die Arten nach ihrer ökologischen Wertigkeit, so zeigt bereits die Ausgangsrezeptur von SM 4 einen Anteil von knapp 80 % an standortgerechten Arten, der bis zum Ende des Beobachtungszeitraumes

gehalten wird. Die Gesamtzahl an Arten erreicht 38, wovon immer noch 12 Arten aus der ursprünglichen Ansaatmischung stammen (Abbildung 3). Demgegenüber beinhaltet SM 3 nur 55 % standortangepasste Arten, deren Anteil ebenfalls konstant bleibt. Am Ende bleiben von der ursprünglichen Saatgutmischung noch 8 Arten im Bestand, bei einer Gesamtartenzahl von 29. Ein Vergleich des Energieertrages zeigt deutlich bessere Ergebnisse der standortgerechten Mischung (Abbildung 4). Aufgrund der trotz der Höhenstufe günstigeren Standortbedingungen liegen die Erträge im Bereich und oberhalb der auf dem montanen Standort erreichten Werte. Die Ergebnisse des Mischungsvergleiches zeigen deutlich, dass unter extremen Standortbedingungen sowohl aus ökologischer als auch aus wirtschaftlicher Sicht der Einsatz von standortgerechten Arten in landwirtschaftlich genutzten Begrünungen und Ansaaten sinnvoll ist.

Vergleich von Saatgutmischungen auf einem alpinen Standort

Mangels einer ausreichenden Verfügbarkeit von Samenmaterial standortgerechter Arten für einen alpinen Standort musste bei der Zusammensetzung der standortgerechten Saatgutmischung teilweise auf Arten zurückgegriffen werden, die unter den gegebenen Bedingungen als standortangepasst oder standortfremd bezeichnet werden müssen. Aus diesem Grund war der Anteil an standortgerechten Arten bei SM 5 geringer als bei SM 4 (Abbildung 2). Bedingt durch die Höhenlage sank der Anteil standortangepasster Arten von SM 3 im Vergleich zum subalpinen Standort weiter ab. Die Mischung etablierte sich auf diesem extremen Standort nicht optimal, in der Praxis wären eine Nachsaat und weitere Düngemaßnahmen notwendig gewesen. Im Vergleich zeigte SM 5 eine deutlich bessere Vegetationsdeckung, die zum größten Teil auf standortgerechte Arten entfiel. Im Vergleich zum subalpinen Standort sank die Artenzahl auf dem alpinen Standort. Bei SM 3 auf 22, wobei sich die Anzahl der überlebenden Arten aus der Ansaatmischung auf 6 reduzierte. Bei SM 5 fanden sich noch 11 von ursprünglich 14 angesäten Arten, bei einer Gesamtartenzahl von 25. Auch hier

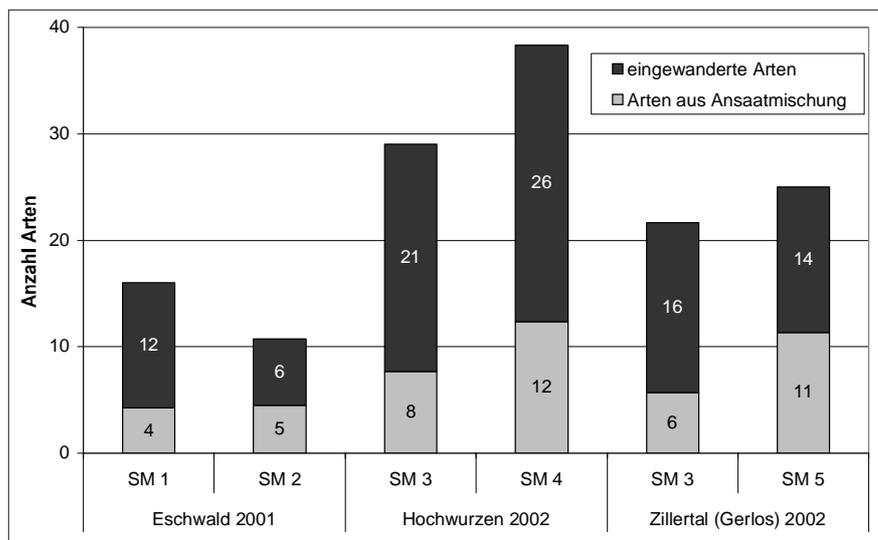


Abbildung 3: Anzahl eingewandelter und von der Saatgutmischung verbliebener Arten im Vergleich der verwendeten Mischungen

zeigte ein Vergleich der Energieerträge, wenn auch auf extrem niedrigem Niveau, ein tendenziell besseres Abschneiden der standortgerechten Mischung.

Schlussfolgerungen

Der extensiv bewirtschafteten Kulturlandschaft der mittleren und höheren Lagen kommt eine wesentliche Funktion als Lebensraum für die Pflanzen- und Tierwelt der Alpen zu. Art und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung üben dabei einen maßgeblichen Einfluss auf Natur und Landschaft aus (EURAK 1996). Eine erhöhte genetische Biodiversität von Saatgutmischungen zur Begrünung von alpinem Grünland ist bei den sich mit zunehmender Seehöhe ständig verschlechternden Standortbedingungen

von großer Bedeutung. Einerseits steigt dadurch die Stabilität der Vegetation gegenüber der landwirtschaftlichen Nutzung, andererseits ist der Energieertrag im Vergleich zu herkömmlichen, aber qualitativ guten Grünlandmischungen sogar tendenziell höher. Auf montanen Standorten bilden standortangepasste Saatgutmischungen vergleichsweise stabilere Pflanzenbestände aus, die ein Einwandern unerwünschter, ertrags- und qualitätsarmer Arten erschweren. Auf subalpinen und alpinen Standorten ermöglichen standortgerechte Mischungen im Gegenteil ein stärkeres Einwandern von Arten aus der Umgebung, was die Stabilität der Bestände fördert, ohne die Futterqualität negativ zu beeinflussen.

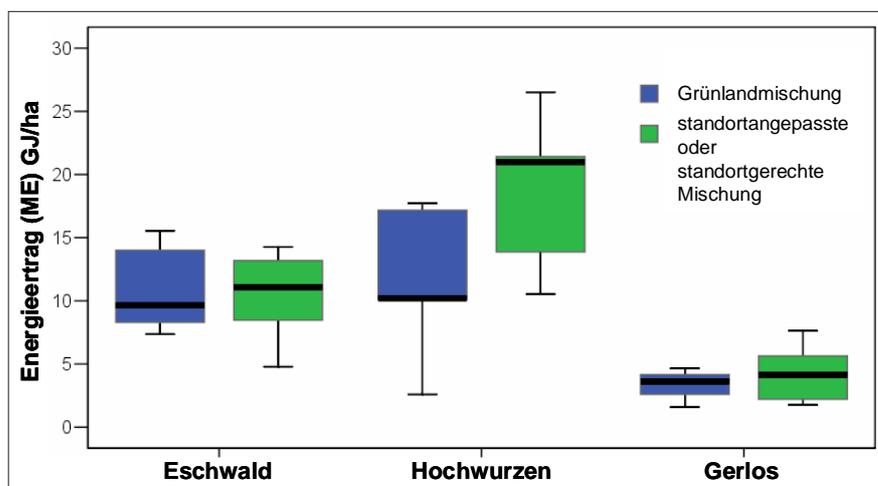


Abbildung 4: Durchschnittlicher Energieertrag in GJ/ha im Vergleich der Standorte und Mischungen

Literatur

- AIGNER, S., G. EGGER, G. GINDL und K. BUCHGRABER, 2003: Almen bewirtschaften, Pflege und Management von Almweiden, Leopold Stocker Verlag Graz-Stuttgart, 126 S.
- BAL, 1998: Tagungsbericht zum 4. Alpenländischen Expertenforum „Zeitgemäße Almbewirtschaftung sowie Bewertung von Almflächen und Waldweiden“, BAL Gumpenstein, 109 S.
- BMLFUW, 2006: 47. Grüner Bericht, Wien, 320 S.
- CIPRA, 1998: 1. Alpenreport - Daten - Fakten - Probleme - Lösungsansätze, Verlag Paul Haupt, Wien, 472 S.
- CIPRA, 2001: 2. Alpenreport, - Daten - Fakten - Probleme - Lösungsansätze, Verlag Paul Haupt, Wien, 434 S.
- DIETL, W., 1995: Standortlich angepasste Nutzung von Alpweiden. Expertentagung „Landwirtschaft und Naturschutz“, BAL Gumpenstein, 25-28.
- EURAK, 1996: Landwirtschaft im Alpenraum, Blackwell Wissenschaft, 242 S.
- GRABER, G., M. GOTTFRIED, A. GRUBER und H. PAULI, 1995: Patterns and current changes in alpine plant Diversity, Ecological studies, Vol. 113, 167-181.
- GRAISS, W., 2004: Rekultivierung nach Waldweidetrennung unter Berücksichtigung produktionstechnischer, vegetationsökologischer und landschaftsplanerischer Aspekte, Veröffentlichung 41, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 104 S.
- GRAISS, W., B. KRAUTZER und E.M. PÖTSCH, 2005: Evaluation of seed mixtures for montane pastures, Grassland Science in Europe, Volume 10, 182-185.
- ÖAG, 2000: Richtlinie für standortgerechte Begrünungen - Ein Regelwerk im Interesse der Natur, Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau, c/o BAL Gumpenstein, A-8952 Irnding, 29 S.
- KRAUTZER, B., G. PARENTE, G. SPATZ, C. PARTL, G. PERATONER, S. VENERUS, W. GRAISS, A. BOHNER, M. LAMESSO, A. WILD and J. MEYER, 2003: Seed propagation of indigenous species and their use for restoration of eroded areas in the Alps, ALPEROS Final Report, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 78 S.
- KRAUTZER, B., G. PERATONER and F. BOZZO, 2004: Site-Specific Grasses and Herbs, Seed production and use for restoration of mountain environments, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 111 p.
- KRAUTZER, B., W. GRAISS and C. PARTL, 2006: Composition and Use of Seed Mixtures in the High Altitudes of the Alps. Proceedings of the Conference Grassland - part of mountain agriculture and landscape, 27 - 28 September 2006, Grassland Mountain and Research Institute (GMARI) Banska Bystrica, Slovakia, 200-206.
- KRAUTZER, B. and H. WITTMANN, 2006: Restoration of alpine ecosystems, Restoration Ecology, The new Frontier, Blackwell Publishing, edited by Jelte van Andel and James Aronson, 208-220.
- LANDOLT, E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora, Veröffentlichungen Geobotanisches Institut der eidgenössischen Technischen Hochschule, Stiftung Rübel in Zürich, 208 S.
- PARENTE, G., S. VENERUS, S. FABIAN, A. BOMBEN, D. ZUCCHIATTI, M. SCIMONE, F. BOZZO and M. LAMESSO, 2002: Efficiency index for evaluating the restoration methods in eroded ski slopes of Italian Alps, Multi-Function Grasslands, EGF, 384-385.
- PERATONER, G., B. KRAUTZER, A. BOHNER and C. PARTL, 2004: Forage production in ski runs restored with indigenous seed mixtures, Land Use Systems in Grassland Dominated Regions, 273-275.
- PÖTSCH, E.M., F. BERGLER und K. BUCHGRABER, 1998: Ertrag und Futterqualität von Alm- und Waldweiden als Grundlage für die Durchführung von Wald-Weide-Trennverfahren - Bewertungsmodelle, 4. Alpenländisches Expertenforum, BAL Gumpenstein, 95-109.
- PÖTSCH, E.M. und A. BLASCHKA, 2003: Abschlussbericht über die Auswertung von MAB-Daten zur Evaluierung des ÖPUL hinsichtlich Kapitel VI.2.A „Artenvielfalt“. BAL Gumpenstein, 37 S.
- PÖTSCH, E.M., A. BLASCHKA and R. RESCH, 2005: Impact of different management systems and location parameters on floristic diversity of mountainous grassland. In: Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation (EGF), Volume 10: „Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity“. Tartu, Estonia 29-31 August 2005, 315-318.
- SOBOTIK, M., C. POPPELBAUM und L. GRUBER, 1998: Die Pflanzenbestände der Versuchsflächen des Höhenprofils Johnsbach, Zeitgemäße Almbewirtschaftung sowie Bewertung von Almflächen und Waldweiden, 4. Alpenländischen Expertenforum, BAL Gumpenstein, 51-61.
- TASSER, E., M. MADER and U. TAPPEINER, 2003: Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides, Basic and Applied Ecology 4, 3, 271-280.
- TILLEY J.M.A. and R.A. TERRY, 1963: A two stage technique for the in vitro digestion of forage crops. J. Br. Grassl. Soc. 18, 104-111.
- VEIT, H., 2002: Die Alpen - Geoökologie und Landschaftsentwicklung. Ulmer UTB Stuttgart.