



lfz
raumberg
gumpenstein

Lehr- und Forschungszentrum
Landwirtschaft
www.raumberg-gumpenstein.at

17. Alpenländisches Expertenforum

Raumberg-Gumpenstein 2012

Bedeutung und Nutzung
von Extensivgrünland

12. - 13. Juni 2012

Organisiert von:
Lehr- und Forschungszentrum
für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein

Beratungsabteilung des Bundesministeriums
für Land- und Forstwirtschaft
Umwelt und Wasserwirtschaft

Österreichische Arbeitsgemeinschaft
für Grünland und Futterbau (ÖAG)



lebensministerium.at

www.raumberg-gumpenstein.at



Impressum

Herausgeber

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning
des Bundesministeriums für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Direktor

HR Mag. Dr. Albert Sonnleitner

Für den Inhalt verantwortlich

die Autoren

Redaktion

Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft

Druck, Verlag und © 2012

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning
ISBN: 978-3-902559-79-1
ISSN: 1818-7722

Vorwort

Unsere vielfältige Kulturlandschaft unterliegt seit jeher ständigen Veränderungen sowohl in ihrer Nutzung als auch im optischen Erscheinungsbild. Neben den Ansprüchen der Land- und Forstwirtschaft bestehen zahlreiche weitere, stetig wachsende Begehrlichkeiten hinsichtlich der Flächennutzung. Während jedoch Jagdwirtschaft oder Naturschutz weitestgehend nur die unterschiedlichsten Funktionen mit meist keinen oder nur geringfügigen Flächenreduktionen beanspruchen, führen die zahlreichen infrastrukturellen Maßnahmen wie Straßen- und Wegebau bzw. Siedlungs- und Bauaktivitäten zu einer bleibenden Verminderung des absoluten Ausmaßes an Kulturlandschaft. Innerhalb der agrarischen Nutzflächen sind es heute vor allem die weniger produktiven Nutzungstypen, die immer stärker zurückgedrängt werden. So zeigt ein kritischer Blick auf die Entwicklung des österreichischen Grünlandes in den letzten Jahrzehnten einen dramatischen Rückgang des Extensivgrünlandes, der vorwiegend auf die Nutzungsaufgabe und Aufforstung von Grenzertragsböden und nur zu einem relativ geringen Ausmaß auf eine Intensivierung zurückzuführen ist. Vom Rückgang ganz besonders stark betroffen sind dabei Hutweiden, einmähdige Wiesen sowie Almen und Bergmähder, die zwar hinsichtlich der Produktionsfunktion eine untergeordnete Rolle spielen, jedoch bezüglich der Bereitstellung zusätzlicher Ökosystemleistungen eine herausragende Bedeutung besitzen. Extensivgrünland bietet nicht nur eine großartige Artenvielfalt an Flora und Fauna sondern erfüllt auch wichtige Habitatfunktionen von den Niederungen bis hin zu hochgelegenen Bergregionen.

Bisher konnte der Verlust an Extensivgrünland durch gezielte Maßnahmen in den Programmen zur ländlichen Entwicklung noch einigermaßen gebremst werden, durch die knapper werdenden finanziellen Ressourcen ist jedoch zu befürchten, dass diese ökologisch wertvollen Nutzungstypen zukünftig noch stärker unter Druck geraten. Das bedeutet neben dem Verlust an Produktionspotenzial vor allem den Wegfall bzw. die Schwächung jener multifunktionalen Leistungen, die heute von sehr vielen Menschen gerne in Anspruch genommen werden. Es braucht daher einen engen Schulterschluss zwischen Landwirtschaft und Gesellschaft sowie auch zukünftig eine entsprechende Unterstützung auf europäischer und nationaler Ebene, um diese wichtige Form der Landnutzung zu erhalten. Damit könnte zugleich auch die Produktionsbereitschaft dieser Flächen gesichert werden, die im Hinblick auf immer knapper werdende Ressourcen und extrem schwankende, instabile Märkte zukünftig noch eine starke Bedeutung erlangen kann.

Im Rahmen des 17. Alpenländischen Expertenforums wird in zahlreichen Beiträgen die aktuelle Situation des Extensivgrünlandes in Südtirol, Baden-Württemberg, Bayern, Schweiz und Österreich sowie dessen vielfältige Bedeutung und Multifunktionalität dargestellt. Im zweiten Teil des diesjährigen Expertenforums werden aktuelle Ergebnisse des INTERREG-Projektes SALVERE („Semi-natural grassland as a source of biodiversity improvement“) präsentiert und damit auch eine weitere alternative und interessante Nutzung von Extensivgrünland vorgestellt.

Sämtliche Beiträge stehen den Tagungsteilnehmern in bewährter Weise bereits zum Zeitpunkt des Expertenforums in schriftlicher Form zur Verfügung. An dieser Stelle sei allen Referenten herzlich für die termingerechte Bereitstellung ihrer Manuskripte gedankt - ein besonderer Dank gilt vor allem Frau Barbara Stieg für die sorgfältige redaktionelle Bearbeitung und Layoutierung der Beiträge! Dank und Anerkennung sei auch all jenen MitarbeiterInnen des LFZ Raumberg-Gumpenstein ausgesprochen, die an der Planung, Organisation und erfolgreichen Ausrichtung des 17. Alpenländischen Expertenforums 2012 mitgewirkt haben.

MR Dipl.-Ing. Josef RESCH

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

HR Mag. Dr. Albert SONNLEITNER

Direktor des Lehr- und Forschungszentrums
für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein

Univ.-Doz. Dr. Erich M. PÖTSCH

Abteilung Grünlandmanagement und Kulturlandschaft,
LFZ Raumberg-Gumpenstein

Inhaltsverzeichnis

VORWORT

| | |
|---|----|
| Status quo und Entwicklung des Extensivgrünlandes im Alpenraum | 1 |
| Erich M. PÖTSCH, Bernhard KRAUTZER und Karl BUCHGRABER | |
| Botanische Artenvielfalt des extensiven Wirtschaftsgrünlandes in Bayern | 9 |
| Franziska MAYER, Sabine HEINZ und Gisbert KUHN | |
| Extensives Grasland im Schweizerischen Tal-, Berg- und Alpgebiet: Herausforderungen und Lösungsansätze | 17 |
| Manuel K. SCHNEIDER, Olivier HUGUENIN-ELIE und Andreas LÜSCHER | |
| Aktuelle Situation, Erhaltung und Entwicklung des Extensivgrünlandes in Südtirol | 21 |
| Giovanni PERATONER, Andreas KASAL und Joachim MULSER | |
| Situation des Extensivgrünlandes in Baden-Württemberg | 25 |
| Melanie SEITHER | |
| Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt im Grünland | 29 |
| Andreas BOHNER und Franz Starlinger | |
| Maßnahmen zum Erhalt der floristischen Artenvielfalt auf Extensiv-Wiesen im Osten Österreichs: Eine Langzeit-Fallstudie aus dem Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten in Wien | 37 |
| Wolfgang ANGERINGER und Gerhard KARRER | |
| Grünlandfauna im Extensiv- und Intensivgrünland | 43 |
| Johann G. ZALLER | |
| Almen aktivieren - neue Wege für die Vielfalt | 51 |
| Bettina BURKART, Günter JARITZ und Susanne AIGNER | |
| Biodiversität und Erhaltung von Bergmähdern am Beispiel des Nationalparks Hohe Tauern/Kärnten | 55 |
| Mona ABL | |
| Extensivgrünland als wichtiges Wildtierhabitat | 57 |
| Georg ROTHMANN | |
| Grünland im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Landwirtschaft am Beispiel „Rund um’s Moor“ | 61 |
| Karl BUCHGRABER | |
| Extensivgrünland als wichtigste Ressource für den Agrarumweltindikator HN VF | 65 |
| Erich M. PÖTSCH, Bernhard KRAUTZER und Andreas BARTEL | |

Die weiteren Vorträge zum INTERREG-Projekt „SALVERE“ sind inhaltlich im Praxishandbuch zur Samengewinnung und Renaturierung von artenreichem Grünland (KIRMER et al. 2012, ISBN 978-3-902559-70-8) nachzulesen. Weiterführende Informationen dazu finden Sie auch unter <http://www.salvereproject.eu>

Status quo und Entwicklung des Extensivgrünlandes im Alpenraum

Erich M. Pötsch^{1*}, Bernhard Krautzer¹ und Karl Buchgraber¹

Zusammenfassung

Extensivgrünland nimmt eine ganz besondere Rolle in der Bereitstellung multifunktionaler Leistungen durch die alpenländische Landwirtschaft ein. Der Schwerpunkt liegt dabei weniger in der Produktion hochwertiger Grundfutters sondern vielmehr in unterschiedlichen ökologischen Funktionen wie Artenvielfalt, Erosions-, Boden- und Gewässerschutz sowie als markantes und unverzichtbares Element unserer Kultur- und Erholungslandschaft. Extensivgrünland unterliegt einem sehr starken Strukturwandel, der in den günstigeren Lagen von einer zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft und /oder der verstärkten Nachfrage nach alternativen Energiequellen geprägt ist. In den Berggebieten hingegen bestimmt vor allem die Nutzungsaufgabe die negative Entwicklung von Extensivgrünland und führt damit zu dramatischen Veränderungen der Kulturlandschaft. Bisher konnte hier durch gezielte Maßnahmen in den Programmen zur ländlichen Entwicklung noch einigermaßen gegengesteuert werden, durch die knapper werdenden finanziellen Ressourcen ist jedoch zu befürchten, dass Extensivgrünland zukünftig noch stärker unter Druck gerät. Die Aufgabe der Nutzung von Extensivgrünland bedeutet aber nicht nur den Verlust der Produktionsleistung sondern auch den Verlust all jener multifunktionalen Leistungen, die von sehr vielen Menschen gerne in Anspruch genommen werden. Es braucht daher einen Schulterschluss zwischen Landwirtschaft und Gesellschaft sowie auch zukünftig eine entsprechende Unterstützung auf europäischer und nationaler Ebene, um diese wichtige Form der Landnutzung zu erhalten. Damit kann auch die Produktionsbereitschaft gesichert werden, die im Hinblick auf immer knapper werdende Ressourcen und extrem schwankende, instabile Märkte zukünftig noch sehr große Bedeutung erlangen kann.

Summary

Semi-natural grassland plays an important role in providing multifunctional benefits by alpine and mountainous agriculture. The focal point is not given on production of high quality forage but much more on various ecological functions as biodiversity, erosion-, soil- and water protection and on providing a striking and indispensable element of our cultural landscape. Semi-natural grassland is characterized by a strong structural change, which in more favourable areas is driven by an increasing intensification of agriculture and/or by a growing demand for alternative energy. However, in mountainous areas the negative development of semi-natural grassland is mainly determined by land abandonment which causes dramatic changes in cultural landscapes. So far, specific measures of rural development programmes slowed down these changes to some extent, but because of financial shortage it is to be feared that semi-natural grassland will be under considerable growing strain. Abandonment of semi-natural grassland not only means the loss of productivity but also the loss of those multifunctional benefits, which are highly demanded by many people. Solidarity between agriculture and society as well as relevant support at European and national level is therefore needed to assure this important type of land use. This will also guarantee readiness of production, which according to the shortage of resources and strongly volatile and unstable markets will be of increasing importance in future.

Einleitung und Problemstellung

Das Europäische Grünland umfasst insgesamt eine Fläche von rund 230 Mio. ha, innerhalb der EU-27 entfallen heute ca. 57 Mio. ha (= 33 % der gesamten LF) auf diese wichtige Kulturart, die eine weite Verbreitung von den semiariden und ariden Zonen bis hin zu humiden und kalten Regionen zeigt. In den vergangenen 20 Jahren wurden jedoch etwa

4 Mio. ha Grünland – vorwiegend in den Gunstlagen - umgebrochen und als Ackerland für Zwecke der Energie- und Biotreibstoffproduktion genutzt (FAO 2005; TAUBE et al. 2007; PÖTSCH 2008; NOHL 2009). Unterschiedliche Landnutzungsszenarien (EEA 2007) gehen davon aus, dass es bis zum Jahr 2035 zu einer Grünlandreduktion von bis zu 1/3 der Vergleichsfläche im Jahr 2005 kommt („Great Escape-Szenario“ = Fokus auf eine intensive, ausschließlich

¹ LFZ Raumberg-Gumpenstein, Abteilung Grünlandmanagement und Kulturlandschaft, Abteilung Vegetationsmanagement im Alpenraum und Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft, A-8952 Irndning

* Ansprechpartner: Univ.-Doz. Dr. Erich M. Pötsch, email: erich.poetsch@raumberg-gumpenstein.at

markt- und gewinnorientierte Landwirtschaft). Nur für den Fall eines „big crisis –Szenarios“, das einerseits von einer Serie an Umweltkatastrophen und andererseits von einer daraus resultierenden starken Koordination und Solidarität Europas ausgeht, werden relativ geringfügige Veränderungen der Landnutzung sowohl Ackerland, Grünland, als auch naturschutzfachlich hochwertige lw. Nutzflächen betreffend, prognostiziert.

In den benachteiligten Gebieten des gesamten Alpenbogens wird die derzeitige Negativentwicklung im Grünlandflächenanteil weniger durch die Intensivierung sondern vielmehr durch die zunehmende Nutzungsaufgabe respektive Aufforstung von wertvollem Extensivgrünland verschärft (EMANUELSSON 2008; TASSER 2010). Während 1980 noch knapp 450.000 landwirtschaftliche Betriebe im Alpenraum jeweils mehr als 1 ha LF bewirtschafteten, waren es im Jahr 2000 nur mehr etwa 290.000 Betriebe. Die Hauptgründe für die Nutzungsaufgabe waren nach TAPPEINER et al. (2003) vorwiegend die unbefriedigende Einkommenssituation, bessere Verdienstmöglichkeiten in anderen Sektoren und die fehlende Nachfolge zur Übernahme und Weiterführung der Betriebe. Die Hof- und Nutzungsaufgabe von Grünland im Alpenraum zeigt dabei große geographische und regionale Unterschiede. In einzelnen Teilen des französischen, italienischen (mit Ausnahme von Südtirol) und slowenischen Alpenraumes kam es vor allem zwischen 1990 und 2000 zu einer sehr starken Aufgabe von Höfen mit dramatischen Auswirkungen auf die Landnutzung, während in diesem Zeitraum etwa in Deutschland und auch in Österreich vergleichsweise noch relativ geringe Änderungen zu verzeichnen waren (STREIFENEDER 2009; TASSER 2010).

In der Zwischenzeit ist der Strukturwandel allerdings weiter fortgeschritten und zeigt etwa für Österreich eine weitere, kontinuierliche Abnahme an landwirtschaftlichen Betrieben, insbesondere im Berggebiet (BMLFUW 2011). Diese Negativentwicklung betrifft auch sehr stark die Aufrechterhaltung der Nutzung und damit Sicherung von Extensivgrünland, das hinsichtlich der Erfüllung von vielfältigen Funktionen und Ökosystemleistungen eine ganz besondere Rolle einnimmt (PRUCKNER 2006; CARLIER et al. 2009; HOPKINS 2009; DUX et al. 2009; LEHMANN 2009; PÖTSCH 2010a; KRAUTZER et al. 2011). Gemäß Anhang 1 der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (Richtlinie 92/43 EWG des Rates 1992) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen werden für Grünland eine Reihe von natürlichen Lebensraumtypen mit einer besonderen Bedeutung und Schutzwürdigkeit im

Sinne des gemeinschaftlichen Interesses angeführt. Darunter befinden sich mit den subalpinen und alpinen Kalkrasen, naturnahen Kalk-Trockenrasen, Pfeifengraswiesen, Berg-Mähwiesen oder mageren Flachland-Mähwiesen auch zahlreiche für Österreich relevante Lebensraumtypen, die in ihrem Bestand mehr und mehr gefährdet erscheinen (UBA 2004).

Entwicklung und Bedeutung des Extensivgrünlandes in Österreich

Rund 60 % der gesamten Dauergrünlandfläche Österreichs gilt als extensiv genutztes Grünland, wozu neben den Almen und Bergmähdern auch Hutweiden, Streuwiesen, einmähdige Wiesen sowie Mähwiesen und Mähweiden mit zwei Nutzungen pro Jahr zählen. Ein kritischer Blick auf die in *Abbildung 1* dargestellte Flächenentwicklung der letzten Jahrzehnte zeigt den dramatischen Rückgang des Extensivgrünlandanteiles, der jedoch vorwiegend auf Nutzungsaufgabe und Aufforstung der Grenzertragsböden und nur zu einem relativ geringen Ausmaß auf eine Intensivierung zurückzuführen ist (GROIER 2007). Vom Rückgang ganz besonders stark betroffen waren Hutweiden (-72 %), einmähdige Wiesen (-85 %) sowie Almen und Bergmähdern, die hinsichtlich der Artenvielfalt und Habitatfunktion eine wichtige Rolle spielen (PÖTSCH und BLASCHKA 2003, REIMOSER et al. 2006). Die aktuelle Erhebung der Almen zeigt eine weitere Verschärfung dieser Situation, nachdem das Ausmaß der Almfutterflächen durch eine zunehmende Verstrachung und Verbuschung stark rückläufig und damit auch die Offenhaltung und zukünftige Nutzung vieler Almen gefährdet ist.

Almen

Trotz der im Betrachtungszeitraum von 1952 bis 2010 sehr unterschiedlichen Erhebungssystematik (Almerhebungen des ÖSTAT in den Jahren 1952, 1974 und 1986, INVEKOS-Daten ab 1995 sowie verbesserte/verschärfte

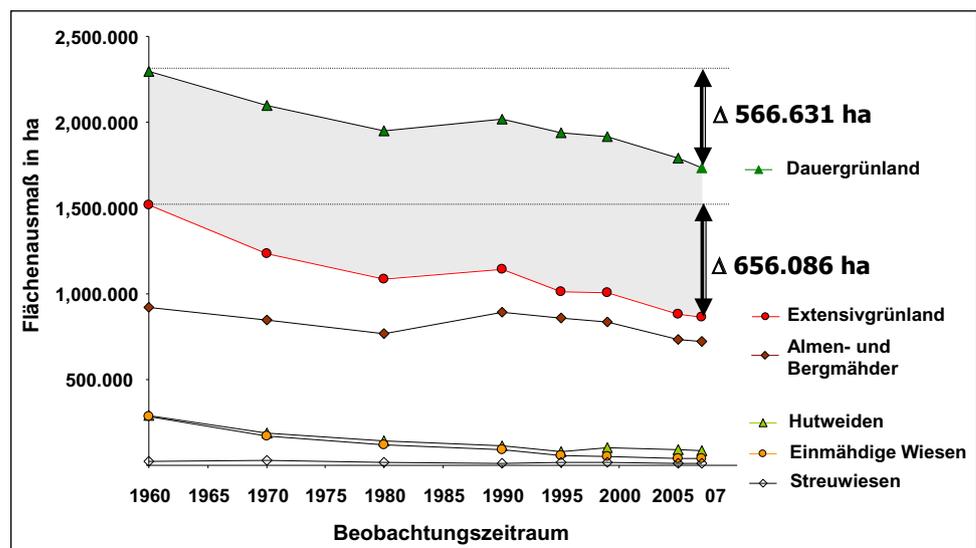


Abbildung 1: Entwicklung der österreichischen Grünlandflächen im Zeitraum von 1960 bis 2007 (BMLFUW 2011; INVEKOS-Daten 2011)

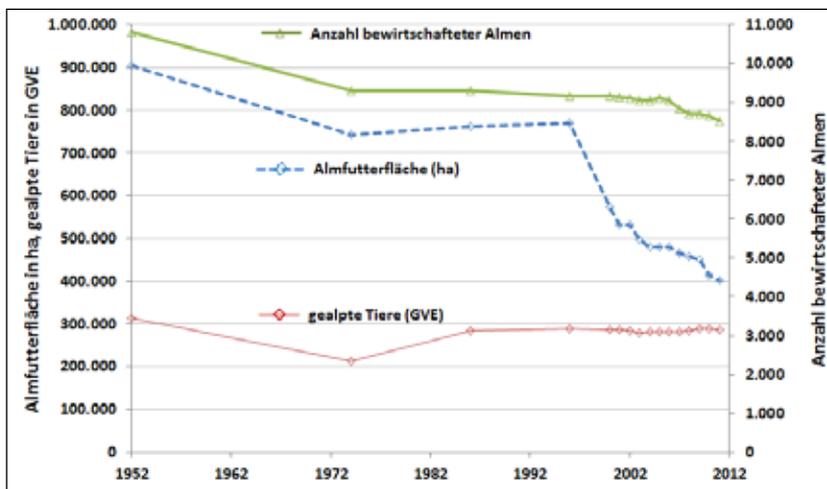


Abbildung 2: Entwicklung der österreichischen Almwirtschaft (Quellen: BABF 2010; BMLFUW 2011; INVEKOS 2011)

Almfutterflächenerhebung seit 2007) lässt sich der aktuelle Strukturwandel in der österreichischen Almwirtschaft gut belegen (Abbildung 2). Durch die zunehmende Mechanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft in Gunstlagen und Niederungen und der damit verbundenen Ertragssteigerung geriet die traditionelle Almwirtschaft bereits in den 1960-er und 1970-er Jahren immer stärker unter Druck. Die relativ geringe Ertragsfähigkeit, die schwierige und arbeitsaufwändige Bewirtschaftung sowie infrastrukturelle Nachteile führten zu einem Rückgang der bewirtschafteten Almen und vor allem auch zu einer Reduktion der für Nutz- und Wildtiere so wichtigen Almfutterflächen. Die Anzahl der gealpten Tiere blieb zwar weitestgehend unverändert, allerdings konzentriert sich heute der Auftrieb auf immer weniger Almen.

Im Jahr 2011 wurden 8.529 Almen mit einer Almfutterfläche von rund 401.000 ha (INVEKOS-Daten) mit insgesamt 286.900 GVE bewirtschaftet. Von 28.065 Auftreibern wurden 9.460 Pferde, 275.000 Rinder und Mutterkühe, 53.500 Milchkühe sowie 122.000 Schafe und 9.900 Ziegen gealpt. Sowohl die Anzahl der bewirtschafteten Almen als auch jene der aufgetriebenen Tiere unterlag in den letzten Jahren nur relativ geringfügigen Schwankungen. Bei Schafen und Ziegen kam es durch die Anrechnung der Jungtiere mit dem neuen ÖPUL 07 zu einem Anstieg bei den aufgetriebenen Tieren. Das Ausmaß der tatsächlichen Almfutterflächen ist nach wie vor rückläufig (-12.500 ha gegenüber 2010), wobei die derzeitige Form und Vorgangsweise bei der Flächenerfassung sehr kontrovers diskutiert und seitens der landwirtschaftlichen Praxis heftig kritisiert wird. Die im aktuellen Agrarumweltprogramm (ÖPUL 07) angebotene Maßnahme „Alpung und Behirtung“ wurde im Jahr 2011 von knapp 7.800 Betrieben in Anspruch genommen und leistete damit einen wesentlichen Beitrag zur Aufrechterhaltung der österreichischen Almwirtschaft. Die Revitalisierung von verwaldeten, verstrauchten und verunkrauteten Almfutterflächen wird im Rahmen des ländlichen Entwicklungsprogrammes gefördert und vermehrt auch über Maschinenringe und Lohnunternehmer angeboten, wodurch diese ökologisch wertvollen Grünlandflächen gut

in den Betriebskreislauf eingebunden und damit hoffentlich auch zukünftig erhalten werden können.

Bergmäher

Als Bergmäher gelten extensive Mähflächen über der Dauersiedlungsgrenze, wobei diese Flächen über der Seehöhe der Betriebsstätte liegen müssen und in der Regel nicht unmittelbar an andere Heimbetriebsflächen angrenzen (AMA, 2012). Auf diesen Flächen muss mindestens alle zwei Jahre eine einmalige vollflächige Mahd sowie ein Verbringen des Mähgutes von der Fläche erfolgen. Das Flächenausmaß der österreichischen Bergmäher beträgt gemäß BMLFUW (2011) auf Basis von INVEKOS-Daten nur mehr bescheidene 4.553 ha, wobei

diese in nur vier Bundesländer im nennenswerten Ausmaß vorkommen. Neben Vorarlberg, Tirol und Salzburg spielen Bergmäher vor allem in Kärnten noch eine besondere, traditionelle Rolle (KARRE 2002, ABL 2003; KELLER 2004; FANTUR 2009).

Einmähdige Wiesen und Streuwiesen

Als einmähdige Wiesen gelten jene Grünlandflächen, auf denen einmal im Wirtschaftsjahr eine vollflächige Mahd sowie ein Verbringen des Mähgutes von der Fläche zu erfolgen hat (AMA 2012). Einmähdige Wiesen nehmen heute in der österreichischen Grünlandwirtschaft nur mehr eine untergeordnete Rolle ein, wobei das aktuelle Ausmaß heute nur mehr rund 25.000 ha (INVEKOS) bzw. 40.700 ha laut Agrarstrukturerhebung beträgt. Einmähdige Wiesen liegen hinsichtlich der davon erzielbaren Grundfutterqualität auf einem sehr niedrigen Niveau, das den hohen Leistungsansprüchen der heutigen Viehwirtschaft nicht immer genügt. Gleiches gilt auch für die Streuwiesen, die heute mit knapp 4.500 ha (INVEKOS) bzw. 11.500 ha, laut Agrarstrukturerhebung, auch nur mehr eine marginale Bedeutung einnehmen. Streuwiesen liefern ausschließlich Biomasse, die zwar zu Einstreuzwecken genutzt werden kann, jedoch durch die spezielle botanische Zusammensetzung (Schilfrohr, Rohrglanzgras, Pfeifengras, Sauergräser etc.) ein vergleichsweise schlechtes Saugverhalten aufweist. Sowohl einmähdige Wiesen als auch Streuwiesen sind allerdings wichtige und wertvolle Habitate für eine vielfältige Fauna und Flora.

Hutweiden

Hutweiden gelten als minderertragsfähiges, eher extensiv beweidetes Dauergrünland, auf dem eine maschinelle Futtergewinnung bzw. Pflege auf Grund der Bodenbeschaffenheit nicht möglich ist oder durchgeführt wird. Auf diesen Flächen muss gemäß aktuellen Förderrichtlinien mindestens einmal im Wirtschaftsjahr eine vollflächige Beweidung erfolgen. Innerhalb der Kategorie des Weidegrünlandes nehmen die Hutweiden hinsichtlich der darauf erzielbaren

Futterqualität den letzten Rang ein, bezüglich der floristischen Artenvielfalt sind sie jedoch im gesamten Grünland die Spitzenreiter. Das aktuelle Ausmaß der Hutweiden in Österreich beträgt 64.700 ha (INVEKOS) bzw. 82.400 ha gemäß der letzten Agrarstrukturerhebung.

Mähwiesen und -weiden mit 2 Nutzungen

Diese dem Extensivgrünland zugeordnete Grünlandnutzungskategorie wird flächenmäßig erst seit Beginn der aktuellen ÖPUL 07 Programmperiode auf Basis der INVEKOS-Daten ausgewiesen und nimmt heute rund 265.000 ha ein. Zweimähdige Wiesen und Weiden mit zwei Weidenutzungen stellen für zahlreiche Grünlandbetriebe in den extremeren Berglagen eine wichtige Grundlage zur Erzielung einer hohen Grundfutterleistung dar. Die Grundfutterqualität liegt hier auf einem niedrigen bis mittleren Niveau, die floristische Artenvielfalt ist durchaus ansprechend und jedenfalls deutlich höher als in intensiv genutzten Wiesen und Weiden.

Biodiversitätsflächenregelung für Grünland

Im aktuellen ÖPUL-Programm sind einige Maßnahmen (Biologische Wirtschaftsweise, UBAG, Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen) im Grünland mit der verpflichtenden Auflage verbunden, zumindest 5 % der am Betrieb vorhandenen Mähflächen (ohne Bergmäher) nicht öfter als zwei Mal pro Jahr zu nutzen (seit 2009 dürfen die Biodiversitätsflächen im Zeitraum von 15.09. bis 30.09. auch noch zusätzlich gehäckselt werden). Die Zielsetzung dieser Auflage, die von vielen Landwirten als lästige Einschränkung der Bewirtschaftung gesehen wird, liegt in der Steigerung der Biodiversität und in der Schaffung von wenigstens temporären Habitatstrukturen in intensiv bewirtschafteten Grünlandregionen, in denen wertvolle Nutzungsmosaik und Vernetzungsstrukturen fehlen. Große Flächenareale werden dort innerhalb weniger Tage vollständig abgeerntet, wodurch für die existierende Fauna nur sehr eingeschränkte Möglichkeiten für einen Rückzug erhalten bleiben.

In zwei unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Testgebieten, Strasswalchen in Salzburg (intensive Grünlandregion) und im Steirischen Ennstal (extensiv/mäßig intensive Grünlandregion), erfolgte eine Befragung von LandwirtInnen zur bestehenden Biodiversitätsflächenregelung und zur persönlichen Einstellung zu Fragen des Umwelt- und Naturschutzes (MÖSSELBERGER 2009; PÖTSCH 2010b). Die Mehrheit (75 %) der befragten LandwirtInnen erachtet die Biodiversitätsflächenregelung als nicht sinnvoll, sehen diese Auflage als stark übertrieben und verweisen auf zahlreiche negative Auswirkungen, wie etwa die Versamung und Ausbreitung von Unkräutern und Problempflanzen, die stärkere Aktivität von tierischen Schädlingen, sowie die starke Verfilzung der Grasnarbe. Die Auswahl der Biodiversitätsflächen, deren Standort jährlich gewechselt werden kann, wird aufgrund unterschiedlichster Kriterien vorgenommen. Meist werden schwierig zu bewirtschaftende, minder produktive Flächen ausgewählt, deren Entfernung zum Betrieb zu groß ist. Nicht selten werden in der Praxis auch eigens derartige Flächen zugedacht, um die Auflagen

zu erfüllen, allerdings geht eine solche Vorgangsweise leider völlig an der ursprünglichen Intention vorbei!

Ursachen des Rückganges von Extensivgrünland

Ein hohes Ausmaß des extensiv genutzten Grünlandes in Österreich liegt im Berggebiet und wird dort unter benachteiligten Bedingungen sowohl hinsichtlich der Erreichbarkeit und Bearbeitbarkeit als auch unter limitierenden Standorts- und Wachstumsbedingungen bewirtschaftet. Diese Regionen und Gebiete stehen daher unter besonderem wirtschaftlichen Druck und bedürfen einer öffentlichen Unterstützung, um einerseits die gegebenen Nachteile auszugleichen und damit zu gewährleisten, dass die vielfältigen ökologischen Leistungen auch weiterhin möglichst flächendeckend erfüllt werden können. Trotz des bestehenden Systems der Ausgleichszahlungen ist die zukünftige Bewirtschaftung ganzer Regionen und Seitentäler in Gefahr und damit auch die Offenhaltung der Kulturlandschaft bzw. die Erhaltung vieler extensiver Grünlandflächen.

Neben der zunehmenden Aufgabe von Betrieben ist vor allem in den Gunstlagen auch eine Nutzungsintensivierung von Wirtschaftsgrünland (Kulturweiden sowie Mähwiesen und Mähweiden mit mehr als drei Nutzungen pro Jahr) erkennbar. Dies ist einerseits auf den beachtlichen technischen Fortschritt im Bereich der Mäh-, Ernte- und Konservierungstechnik zurückzuführen, aber auch durch die Leistungssteigerung in der tierischen Produktion und den damit gestiegenen Ansprüchen hinsichtlich einer hohen Grundfutterqualität bedingt. In manchen intensiv genutzten Grünlandregionen wie etwa Rheintal, Inntal oder auch im Flachgau hat diese Entwicklung zu einer Reduktion der Nutzungstypenvielfalt von Grünland geführt und damit zu einer stärkeren Monotonie des Landschaftsbildes. In weiten Bereichen des Berggebietes ist jedoch nach wie vor ein optisch und strukturell gut gegliedertes Mosaik an unterschiedlichen Nutzungstypen erhalten geblieben (PÖTSCH und BLASCHKA 2003), obwohl auch in Ungunstlagen ein gewisser Intensivierungstrend spürbar ist und auf so manchen Betrieben die Bewirtschaftung nicht mehr als standortgerecht bezeichnet werden kann. Standortgerecht zu wirtschaften bedeutet jedenfalls deutlich mehr als nur die bloße Einhaltung gesetzlicher Bestimmungen oder die Vermeidung von problematischen Nährstoffeinträgen in Atmosphäre, Boden und Wasser. Standortgerecht wirtschaften beinhaltet auch den Aspekt einer langfristigen, nachhaltigen Nutzung von Grünland unter Berücksichtigung des Bodens und des Pflanzenbestandes als Basis einer erfolgreichen Grünlandbewirtschaftung. Einen unverzichtbaren Beitrag leistet dazu das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL, das auf eine extensive, umweltschonende und den

Tabelle 1: Grünlandausstattung auf Betrieben in unterschiedlichen Produktionsregionen (ha im Betriebsdurchschnitt)

| Region | Grünland gesamt | Intensiv- grünland | Extensiv- grünland | Gl _{ext} /Gl _{ges} in % | Feld- futter | Silo- mais |
|-----------|--------------------|-----------------------|-----------------------|--|-----------------|---------------|
| Ennstal | 20,36 | 12,28 | 8,08 | 39,7 | 0,20 | 0,03 |
| Pinzgau | 23,59 | 10,21 | 13,38 | 56,7 | 0,05 | 0,00 |
| Gunstlage | 20,84 | 19,32 | 1,52 | 7,3 | 1,32 | 0,04 |

Tabelle 2: Grünlandflächen mit hoher naturschutzfachlicher Wertigkeit in unterschiedlichen Produktionsregionen (ha im Betriebsdurchschnitt)

| Region | Grünland gesamt | Flächen mit naturschutzfachlich wertvollen ÖPUL-Maßnahmen | $\frac{GI_{\text{Naturschutz}}}{GI_{\text{ges}}}$ in % |
|-----------|-----------------|---|--|
| Ennstal | 20,36 | 4,15 | 20,4 |
| Pinzgau | 23,59 | 3,84 | 16,3 |
| Gunstlage | 20,84 | 0,09 | 0,4 |

natürlichen Lebensraum schützende Landwirtschaft ausgerichtet ist. Es werden darin eine Reihe von grünlandspezifischen Maßnahmen angeboten, die auch eine hohe Betriebs- und Flächenakzeptanz aufweisen (PÖTSCH 2012).

Intensivgrünlandregionen versus Extensivgrünlandregionen

In den Tabellen 1 und 2 sind jeweils drei unterschiedlich intensiv bewirtschaftete Grünlandregionen im österreichischen Berggebiet hinsichtlich ihrer Grünlandausstattung dargestellt. Sämtliche Betriebe, die in der vorliegenden Strukturanalyse (PÖTSCH und SCHAUMBERGER 2009; PÖTSCH 2010a) behandelt wurden, nehmen an der ÖPUL-Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ teil und unterwerfen sich damit grundsätzlich bereits besonderen Auflagen und Einschränkungen in der Produktionsweise sowie in der Nutzung der Flächen.

Bei durchaus vergleichbarer Betriebsgröße unterscheiden sich die Betriebe der Gunstlage (n=32) im durchschnittlichen Anteil an Extensivgrünland signifikant von den Betrieben im Ennstal (n=334) und im Pinzgau (n=731). Ackerbau spielt nur in der Gunstlage in Form des Feldfutterbaues eine gewisse Rolle, während Silomaisanbau unabhängig von der Region nur auf wenigen Betrieben erfolgt. Während die durchschnittliche Anzahl der Grünlandnutzungstypen/Betrieb in der intensiver bewirtschafteten Grünlandgunstlage nur 2,3 mit einem zugleich sehr hohen Anteil (75 %) an Be-

trieben mit nur zwei Nutzungstypen sowie einer maximalen Anzahl von vier unterschiedlichen Nutzungstypen beträgt, liegt die Ø Anzahl unterschiedlicher Grünlandnutzungstypen im Ennstal bei 3,5 (max. 7) und im Pinzgau bei 2,9 (max. 6). Markante Unterschiede zeigen sich auch bei der Teilnahme an jenen ÖPUL-Maßnahmen, denen eine sehr spezifische, naturschutzfachliche Wertigkeit zugeordnet werden kann (Mahd von Steilflächen, Bewirtschaftung von Bergmähdern, Erhaltung von Streuobstbeständen, Alpeng und Behirtung, sowie Naturschutzmaßnahmen). In den beiden extensiver bewirtschafteten Zielregionen werden immerhin noch 16 bzw. 20 % der Grünlandflächen unter den Auflagen naturschutzfachlich wertvoller ÖPUL-Maßnahmen bewirtschaftet, in der intensiver genutzten Vergleichsregion steht dem gegenüber ein verschwindend geringer Anteil. Die Motivation zur Teilnahme an derartigen ÖPUL-Maßnahmen hängt allerdings neben der jeweiligen betriebspezifischen Situation vor allem auch von den naturräumlichen Gegebenheiten und vorliegenden Standortbedingungen ab.

Hohe Biodiversität im Extensivgrünland

Besonders seit dem Inkrafttreten der Rio de Janeiro-Konvention 1992 zum Schutz der biologischen Vielfalt nimmt der Artenschutz eine wichtige Rolle in der Umweltpolitik ein. Grünland und ganz besonders Extensivgrünland gelten als wichtige Habitate für eine große Zahl an Pflanzen- und Tierarten (HOPKINS and HOLZ 2006; ÖKOTEAM 2012). Nach GRABHERR und REITER (1995) sind ca. 1/10 des gesamten österreichischen Artenbestandes von 2873 Farn- und Blütenpflanzenarten von den Wiesen abhängig. Es besteht diesbezüglich ein enger Zusammenhang zwischen den einzelnen Grünlandnutzungstypen und der floristischen Artenvielfalt (α -Diversität). Diese Thematik wurde vom LFZ Raumberg-Gumpenstein sehr umfassend im von der UNESCO unterstützten Projekt der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (MAB-Projekt 6/21 „Landschaft und Landwirtschaft im Wandel“) untersucht und dargestellt (BOHNER 1999; PÖTSCH et al. 2000; BOHNER und SOBOTIK 2000; BOHNER et al. 2002). Die floristischen Artenzahlen aus insgesamt mehr als 1.700 botanischen Aufnahmen auf Praxisbetrieben in acht österreichischen Regionen wurden dabei den jeweiligen Grünlandnutzungstypen zugeordnet.

Almweiden, Hutweiden und Bergmähdern erwiesen sich in dieser umfassenden Feldstudie als die mit Abstand artenreichsten Nutzungstypen, gefolgt von den Ein- und Zweischmittflächen sowie den Kulturweiden. Die mit maximal rund 30 Arten artenärmsten Nutzungstypen waren die Vierschnittwiesen sowie die Wechselwiesen, aber auch Moorflächen und ungenutzte Wiesenflächen (Brachen) wiesen ein relativ bescheidenes Artenspektrum auf. Insgesamt konnten in den 8 Untersuchungsgebieten bei den gesamten botanischen Aufnahmen

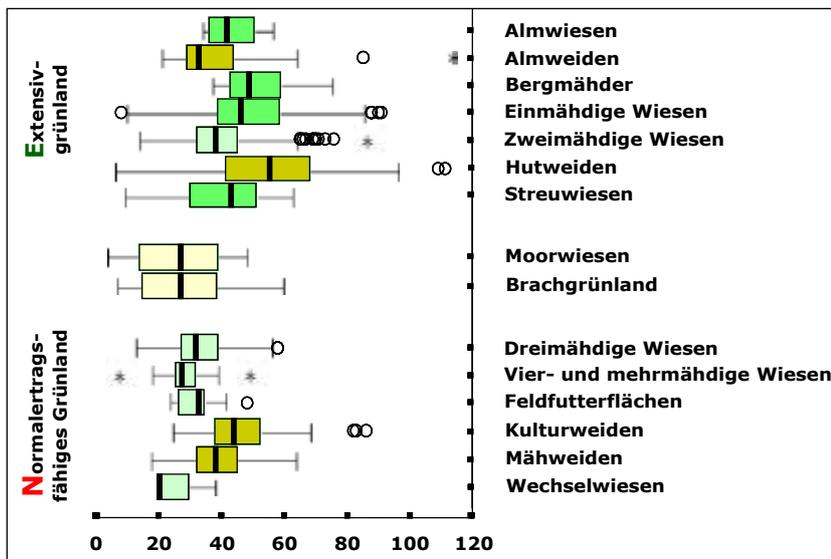


Abbildung 3: Artenvielfalt unterschiedlicher Grünlandnutzungstypen in Österreich (PÖTSCH und BLASCHKA 2003)

| Grünland- nutzungstypen | n | Artenanzahl | | | Ø MJ NEL kg TM ⁻¹ |
|----------------------------|-----|-------------|------|------|---------------------------------|
| | | Ø | min. | max. | |
| Hutweide | 120 | 54 | 6 | 111 | 5,13 |
| Kulturweide | 73 | 46 | 24 | 86 | 5,50 |
| Mähweide | 105 | 38 | 18 | 64 | 5,64 |
| Einmähdige Wiese | 235 | 46 | 8 | 91 | 4,55 |
| Zweimähdige Wiesen | 693 | 38 | 14 | 88 | 5,39 |
| Dreimähdige Wiesen | 328 | 32 | 13 | 58 | 5,69 |
| Vier- und mehrm. Wiesen | 28 | 29 | 7 | 52 | 5,60 |
| Feldfutterflächen | 15 | 32 | 23 | 48 | 5,89 |

Abbildung 4: Artenvielfalt und Futterqualität unterschiedlicher Grünlandnutzungstypen in Österreich (PÖTSCH und BLASCHKA 2003)

869 Gefäßpflanzenarten bestimmt werden, was durchaus als Beweis einer beachtlich hohen floristischen Diversität und dem zugrundeliegend, einer im hohen Maße noch nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung in den untersuchten Gebieten gewertet werden kann. Extensive Grünlandnutzungsformen bieten also generell deutlich höhere Artenzahlen an Gräsern, Kräutern und Leguminosen als intensiv genutzte Grünlandflächen. Regionen mit einem hohen Anteil an extensiven Grünlandflächen leisten damit einen stärkeren Beitrag zur Erhaltung und Förderung der botanischen Artenvielfalt als intensiv bewirtschaftete Grünlandregionen (BUCHGRABER und SOBOTIK 1995; ZECHMEISTER u.a. 2002; SUSKE 2003). Voraussetzung dafür sind allerdings die Absicherung einer standortangepassten Grünlandbewirtschaftung und auch die Bereitschaft der Landwirte, minder produktive, extensive Flächen weiterhin zu bewirtschaften und nicht um jeden Preis zu intensivieren.

Die Erwartungshaltung von Konsumenten und Nichtlandwirten hinsichtlich des optischen Erscheinungsbildes von Grünland geht sehr stark in Richtung Blumenwiese mit einer Vielfalt an bunt blühenden Pflanzen. Nur sehr extensiv genutzte Grünlandflächen entsprechen also der idyllischen und etwas verklärten Vorstellung der Gesellschaft. Intensiver genutzte, gräserdominierte Wiesen und Weiden werden hingegen als monoton empfunden, selbst wenn eine Grasblüte im Detail unglaublich faszinierend und bunt erscheinen kann. Zahlreiche Untersuchungen belegen allerdings, dass die in der modernen Grünland- und Viehwirtschaft bestehenden hohen Anforderungen an die Qualität von Grundfutter auf Extensivgrünland nicht erzielt werden können (STOLL et al. 2001; BUCHGRABER 2002a; PÖTSCH und RESCH 2005). Im Bereich des Wirtschaftsgrünlandes zeigt sich mit der Abnahme der Nutzungsintensität (Schnittanzahl, Weideintensität) eine deutliche Reduktion des Futterwertes (PÖTSCH und BLASCHKA 2003), den geringsten Futterwert weisen die Moorflächen, Streuwiesen sowie Bracheflächen auf. Die Aufrechterhaltung der Nutzung dieser artenreichen Grünlandflächen stellt daher eine besondere, zusätzliche Leistung der Landwirtschaft dar. Die Anerkennung dieser Leistung und deren Abgeltung erscheinen daher umso wichtiger, als von insgesamt 61 Grünlandbiotypen bereits 55 einer Gefährdungskategorie zugeordnet werden (Umweltbundesamt 2004).

Auswirkungen der Nutzungsaufgabe von Extensivgrünland auf deren botanische Zusammensetzung

In zahlreichen Seitentälern des Berggebietes, aber auch in kleinstrukturierten Gunstlagen, sind die Folgen einer zunehmenden Bewirtschaftungsaufgabe auch in Österreich bereits deutlich erkennbar. Innerhalb kurzer Zeit verändert sich nicht nur das optische Landschaftsbild – sattes Grün weicht einer überständigen, braunen Vegetation oder einer streng geometrischen Aufforstung – sondern auch die botanische Zusammensetzung auf den Flächen selbst verändert sich innerhalb sehr kurzer Zeit (BUCHGRABER 2002b). In einem interdisziplinären Forschungsprojekt des LFZ Raumberg-Gumpenstein werden seit mehr als zehn Jahren umfassende Erhebungen auf einem Grünlandstandort durchgeführt, wo neben traditioneller Bewirtschaftung auch alternative Nutzungsformen, Pflegemaßnahmen (Mulchen in unterschiedlichen Frequenzen) sowie die Auswirkungen einer völligen Nutzungsaufgabe untersucht werden. Gegenüber der Ausgangsvegetation führte die Nutzungsaufgabe im Zeitraum von nur 10 Jahren zu einem Rückgang der α -Diversität von mehr als 50 % (von 48 auf 23 Arten im Hangfußbereich und von 5 % von 73 auf 69 Arten in der Hanglage). Die Nutzungsaufgabe bewirkte zudem innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums auch eine deutliche Zunahme an unerwünschter Vegetation wie etwa Adlerfarn, Weißer Germer, Kälberkropf sowie Sträucher und Forstgehölz (BOHNER 2010). Die ökonomischen Auswertungen des Projektes zeigen, dass mechanische Maßnahmen, noch besser und auch kostengünstiger jedoch eine Bewirtschaftung der Flächen mit landwirtschaftlichen Nutztieren eine negative, botanische Veränderung der Flächen verhindern können (BUCHGRABER 2008).

Grünlandwirtschaft und Naturschutz

Nicht immer verläuft das Zusammenspiel dieser beiden wichtigen Gruppierungen konfliktfrei. Landwirte sehen sich selbst sehr gerne als naturverbunden und als Naturschützer, was tatsächlich in vielen Fällen wohl auch zutreffend ist. Dennoch bestehen sicher auch noch beachtliche Defizite an Information und im Wissen um ökologische Zusammenhänge. Hier liegt es auch am Naturschutz selbst, die Landwirte stärker für ihre Interessen zu begeistern und Vorbehalte sowie Spannungsfelder abzubauen (BASSLER et al., 2002; SUSKE 2003; PÖTSCH und GROIER 2005; HOPKINS and HOLZ 2006). Eine wesentliche Voraussetzung dafür erscheint aber ein ehrlicher, offener Dialog, der das Gemeinsame herausstreicht und nicht primär die Position der behördlichen Stärke in den Vordergrund stellt, wie das in der Vergangenheit sehr häufig passiert ist. Gerade die Grünlandwirtschaft beweist seit vielen Jahren eine sehr hohe Bereitschaft, an Maßnahmen im Agrarumweltprogramm teilzunehmen, darunter auch an den aus ökologischer Sicht besonders wertvollen Naturschutzmaßnahmen, die heute bereits zu 70 % auf Grünlandflächen stattfinden (PÖTSCH 2012; BMLFUW 2011).

Resümee

Extensiv genutztes Grünland erfüllt zahlreiche ökologische Funktionen und besitzt eine enorme Bedeutung als Habitat für eine vielfältige Fauna und Flora. Im Vergleich zur hohen Produktivität von intensiv genutztem Grünland in Gunstlagen weist das Futter von extensiven Grünlandnutzungstypen allerdings meist eine deutlich niedrigere Energiekonzentration auf und eignet sich im Extremfall nur mehr zu Einstreuzwecken. Die zunehmende Intensivierung in der Landwirtschaft hat in vielen Gebieten zu einem Rückgang von Extensivgrünland geführt, im Alpenraum ist diese wichtige Nutzungsform aber vielmehr durch die verstärkte Aufgabe von landwirtschaftlichen Betrieben bedroht. Im Gegensatz zu den Gunstlagen finden sich in den Berggebieten kaum Betriebe, die freigesetzte Flächen übernehmen und weiterbewirtschaften. Auch alternative Nutzungsformen wie die Erzeugung von Biomasse zur Energiegewinnung oder die stoffliche Verwertung von Grünland bleiben eher den produktiven Grünlandnutzungsformen vorbehalten. Es besteht daher zukünftig die Gefahr einer zunehmenden Nutzungsaufgabe von Extensivgrünland mit all den damit verbundenen negativen Konsequenzen.

Die österreichische Grünlandwirtschaft ist sich in einem hohen Maße des Stellenwertes einer ökologischen, standortangepassten Bewirtschaftung des Grünlandes bewusst und verzichtet freiwillig auf eine Produktionsmaximierung. Dies zeigt sich an einer besonders hohen Akzeptanz der grünlandrelevanten Maßnahmen im österreichischen Agrarumweltprogramm, das damit auch einen wesentlichen Beitrag zur Aufrechterhaltung einer flächendeckenden Bewirtschaftung und damit zugleich auch zur Sicherstellung der Multifunktionalität leistet.

Literatur

- ABL, M. (2003): Vegetation und Management der Bergmäher „Pockhorer Wiesen“ im Nationalpark Hohe Tauern/ Kärnten. Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Naturschutz (IECB) Abteilung für Naturschutzforschung, Vegetations- und Landschaftsökologie der Universität Wien.
- BASSLER, G., A. LICHTENECKER, G. KARRER, S. KRASSNITZER und M. SEGER (2002): Der Vertragsnaturschutz als Werkzeug zur Erhaltung naturschutzfachlich bedeutsamer Wiesentypen. Evaluierung des status quo anhand zweier Fallstudien im Waldviertel. Bericht zum 10. Österreichischen Botanikertreffen, BAL Gumpenstein, 113-116.
- BMLFUW (2011): Grüner Bericht 2011. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Wien, 336 S.
- BOHNER, A. (1999): Soziologie und Ökologie der Weiden – von der Tallage bis in den alpinen Bereich. 5. Alpenländisches Expertenforum „Zeitgemäße Weidewirtschaft“, BAL Gumpenstein, 31-39.
- BOHNER, A. (2010): Teilbericht Vegetation. Zwischenbericht zum Projekt „Nutzung und Erhaltung extensiver Grünlandstandorte in den Bergregionen“ des LFZ Raumberg-Gumpenstein, unveröffentlicht.
- BOHNER, A., M. SOBOTIK and E.M. PÖTSCH (2002): The species richness of the Austrian grassland and the importance of grassland management for biodiversity. Proceedings of the 19th general meeting of the European Grassland Federation. Grassland Science in Europe, Volume 7, 766-767.
- BOHNER, A. und M. SOBOTIK (2000): Das Wirtschaftsgrünland im Mittleren Ennstal aus vegetationsökologischer Sicht. In: MAB-Forschungsbericht. Landschaft und Landwirtschaft im Wandel. Das Grünland im Berggebiet Österreichs. 22.-23. September 2000, Wien. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein. 195 S.
- BUCHGRABER, K. (2002a): Bewertung der Grundfutterqualitäten in Österreich. 8. Alpenländisches Expertenforum „Zeitgemäße Futterkonservierung“, BAL Gumpenstein, 73-76.
- BUCHGRABER, K. (2002b): Abschlussbericht zum Forschungsprojekt BAL 992210 „Der Einfluss der Grünlandextensivierung auf den Pflanzenbestand, Nährstoffhaushalt, Futterertrag und die Futterqualität sowie Wirtschaftlichkeit“, BAL Gumpenstein, 19 S.
- BUCHGRABER, K. (2008): Kulturlandschaft und Futtergrundlage in den Berglagen. Bericht zur 14. Wintertagung „Land- und Forstwirtschaft zwischen Markt und Politik – globale Herausforderungen und europäische Antworten. LFZ Raumberg-Gumpenstein, 17-19.
- BUCHGRABER, K. und M. SOBOTIK (1995): Einfluss der Grünlandwirtschaft auf die Artenvielfalt in verschiedenen Pflanzengesellschaften. Expertentagung „Landwirtschaft und Naturschutz“, BAL Gumpenstein, 9-23.
- CARLIER, L., I. ROTAR, M. VLAHOVA and R. VIDICAN (2009): Importance and functions of grasslands. Not. Bot. Hort. Agrobot. Cluj 37 (1) 2009, 25-30.
- DUX, D., K. MATZ, C. GAZZARIN und M. LIPS (2009): Was kostet offenes Grünland im Berggebiet? AGRARForschung 16 (1): 10-15.
- EEA (2007): Land-use scenarios for Europe: qualitative and quantitative analysis on a European scale. Technical report No. 9/2007, ISBN 978-92-9167-927-0, pp75.
- EMANUELSSON, U. (2008): Semi-natural grasslands in Europe today. Grassland Science in Europe, Vol. 13, 3-8.
- FANTUR, R. (2009): Bergmäher sind Biodiversität – Bewirtschaftungsbeispiele aus Kärnten. Vortragsunterlage zur Internationalen Konferenz „Zukunft der Berggebiete“ in Alpbach, 6.-7. 12. 2009.
- FAO (2005): Grasslands of the World, editors: Suttie J.M., Reynolds S.G. and BATELLO C. Rome, 514 pp.
- GRABHERR, G. und K. REITER (1995): Die Erhaltung mitteleuropäischer Wiesen aus der Sicht des Naturschutzes. Expertentagung „Landwirtschaft und Naturschutz“, BAL Gumpenstein, 3-7.
- GROIER, M. und G. HOVORKA (2007): Innovativ bergauf oder traditionell bergab? Politik für das österreichische Berggebiet am Beginn des 21. Jahrhunderts. Forschungsbericht Nr. 59 der Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien.
- HOPKINS, A. (2009): Relevance and functionality of semi-natural grassland in Europe – status quo and future prospective. Report of the international workshop of the SALVERE-Project, AREC Raumberg-Gumpenstein, 9-14.
- HOPKINS, A. and B. HOLZ (2006): Grassland for agriculture and nature conservation. Agronomy Research, 4, 3-20.
- <http://www.ama.at/Portal.Node/ama/public?genetics.am=PCP&p.contentid=10007.53019> Kulturartendefinition.
- KARRE, B. (2002): Nutzungsgeschichte und Vegetation der Bergmäher bei Saureggen. Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Naturschutz (IECB) Abteilung für Naturschutzforschung, Vegetations- und Landschaftsökologie der Universität Wien.
- KELLER, E. (2004): Bergmahdwirtschaft in Kärnten - Aktuelle Situation, Förderungsmöglichkeiten und Zukunftsperspektiven der Bergmäher,

- Studie im Rahmen des Kulturlandschaftsprojektes Kärnten im Auftrag der ARGE Naturschutz, Endbericht, 147 S.
- KRAUTZER, B., A. BARTEL, A. KIRMER, S. TISCHEW, B. FEUCHT, M. WIEDEN, P. HASLGRÜBLER, E.M. PÖTSCH, (2011): Establishment and use of High Nature Value Farmland. Grassland Science in Europe, Vol.16: Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions, 457-469.
- LEHMANN, B. (2009): Grassland beyond conventional food markets – economic value of multifunctional grassland: An analytical framework as contribution from agricultural economics. Proceedings of the 15th EGF-Symposium “Alternative functions of grassland”, Grassland Science in Europe, Vo. 14, 25-36.
- MÖSSELBERGER, S. (2009): Zur Thematik der Biodiversitätsflächen im Grünland, Diplommaturaarbeit an der HBLFA Raumberg, S 62.
- NOHL, W. (2009): Grünland und Landschaftsästhetik - die ästhetische Bedeutung von Grünland und die Auswirkungen vermehrten Grünlandumbruchs auf das Landschaftsbild. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, (12), 357-364.
- ÖKOTEAM (2012): Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen ein und vier Jahre nach Einstieg in die WF-Maßnahme (ÖPUL-Evaluierung LE 07-10). Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag des BMLFUW, 475 S.
- PÖTSCH, E.M. und A. SCHAUMBERGER (2010): Analyse der Produktionsräume Ennstal und Pinzgau hinsichtlich der Nutzungstypen- und Artenvielfalt im Grünland. Auftragsstudie für eine Markenpositionierung im Biomilchbereich, unveröffentlicht.
- PÖTSCH, E.M. (2008): Grünlandumbruch und Grünlanderneuerung im nationalen und internationalen Kontext. Bericht zum 14. Alpenländischen Expertenforum „Anlage, Erneuerung und Verbesserung von Grünland“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 1-3.
- PÖTSCH, E.M. (2010a): Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im Grünland. Bericht zum 16. Alpenländischen Expertenforum zum Thema „Biodiversität im Grünland“, 1-10.
- PÖTSCH, E.M. (2010b): Befragung zur Thematik „Biodiversitätsflächen im Grünland“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, Abschlussbericht, 33 S.
- PÖTSCH, E.M. (2012): Optimale Grünlandbewirtschaftung in Bergregionen. Bericht zur 39. Viehwirtschaftlichen Fachtagung am LFZ Raumberg-Gumpenstein, ISBN: 978-3-902559-77-7, 9-18.
- PÖTSCH, E.M. und A. BLASCHKA (2003): Abschlussbericht über die Auswertung von MAB-Daten zur Evaluierung des ÖPUL hinsichtlich Kapitel VI.2.A „Artenvielfalt“. Gumpenstein, Dezember 2003, 37 S.
- PÖTSCH, E.M. und M. GROIER (2005): Attitude of Austrian farmers towards agro-environmental programs and aspects of nature conservation. 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, 120-123.
- PÖTSCH, E.M. und R. RESCH (2005): Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Nährstoffgehalt von Grünlandfutter. Bericht 32. Viehwirtschaftliche Fachtagung zum Thema Milchviehfütterung, Melkroboter, Züchtung, Ökonomik, Haltung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 13.-14.04.2005, 1-14.
- PÖTSCH, E.M., K. BUCHGRABER, A. BOHNER, M. GREIMEL and M. SOBOTIK (2000): Utilisation and cultivation of grassland in the Upper Enns Valley: Vegetation and ecological classification, aspects of plant production, internal resource flows, socioeconomics and case-studies of utilisation. In: Proceedings EUROMAB-Symposium “Changing agriculture and landscape: ecology, management and biodiversity decline in anthropogenous mountain grassland”. Austrian academy of sciences Vienna – Gumpenstein, 11-14.
- PRUCKNER, G. (2006): „Non-governmental approaches for the provision of non-commodity outputs and the reduction of negative effects of agriculture: Agritourism and landscape conservation program in Austria“. In OECD (ed.), Multifunctionality of Agriculture, OECD (Paris), 57–62.
- REIMOSER, F., F. VÖLK und K. BUCHGRABER (2006): Lebensraumtypen und ihre speziellen Probleme – Politik schafft Rahmenbedingungen für Wildtiere und Jagd. Bericht zur 12. Österreichischen Jägertagung, 1-4.
- STOLL, W., Y. ARRIGO, A. CHASSOT, R. DACCORD, J. KESSLER und U. WYSS (2001): Bedeutung artenreicher Wiesen als Futter. Schriftenreihe der FAL (39) „Artenreiche Wiesen“, 108-114.
- STREIFENEDER, T.P. (2009): Die Agrarstrukturen in den Alpen und ihre Entwicklung unter Berücksichtigung ihrer Bestimmungsgründe - eine alpenweite Untersuchung anhand von Gemeindedaten. Dissertation der Fakultät für Geowissenschaften der Ludwig-Maximilians-Universität München, 230 S.
- SUSKE, W. (2003): Grünlandwirtschaft und Naturschutz – Symbiose oder Widerspruch. 9. Alpenländisches Expertenforum „Das österreichische Berggrünland – ein aktueller Situationsbericht mit Blick in die Zukunft“, BAL Gumpenstein, 25-27.
- TAPPEINER, U., G. TAPPEINER, A. HILBERT, E. MATTANOVICH (2003): The EU Agricultural Policy and the Environment. Evaluation of the Alpine Region. Blackwell, Berlin.
- TASSER, E. (2010): Kulturlandschaft – unser wertvollstes Gut in den Alpen. Kurzbeitrag zur 16. Wintertagung für Grünland- und Viehwirtschaft „Chancen nutzen. Wie kann sich der österreichische Agrarsektor erfolgreich positionieren?“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, ISBN: 978-3-902559-40-1, 21.
- TAUBE, F., A. HERMANN and E.M. PÖTSCH (2007): What are the consequences of producing energy crops in the European Union for grassland and for new forage production systems? Grassland Science in Europe, Volume 12, “Permanent and temporary grassland – plant, environment and economy”, 463-471.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): F. ESSL, G. EGGER, G. KARRER, M. THEISS, & S. AIGNER: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen; Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume; Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Monographien, Bd. M-0167. Umweltbundesamt, Wien
- ZECHMEISTER, H. G., N. SAUBERER, D. MOSER und G. GRABHER (2002): Welche Faktoren bestimmen das Vorkommen von Pflanzen in der österreichischen Kulturlandschaft? Bericht zum 10. Österreichischen Botanikertreffen, BAL Gumpenstein, 35-37.

Botanische Artenvielfalt des extensiven Wirtschaftsgrünlandes in Bayern

Franziska Mayer^{1*}, Sabine Heinz¹ und Gisbert Kuhn¹

1. Einleitung

Bedeutung des (extensiven) Grünlandes in Bayern

Grünland stellt mit ca. 35 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Bayern (BayStMELF 2010b) eine der wichtigsten Nutzungsformen dar. Es dient in erster Linie der Produktion von Futter und damit der Erzeugung von Milch und Fleisch. Daneben trägt es zum Schutz von Boden und Grundwasser bei, ist ein wichtiger Lebensraum für Pflanzen und Tiere und prägt das Landschaftsbild wesentlich (vgl. auch BayStMELF 2008a; OPPERMANN und BRIEMLE 2009; PÖTSCH 2010).

Die standörtlichen Voraussetzungen für die Grünlandvegetation sind in Bayern sehr unterschiedlich. Relief, Höhenlage, Niederschlagsmengen, Lufttemperaturen oder Bodeneigenschaften haben eine große Bandbreite. Deshalb kann das Grünland auf Almen/Alpen, im Alpenvorland, in den Mittelgebirgen, im Hügel- und Flachland sowie in Trockengebieten sehr unterschiedlich ausgeprägt sein. Auch kleinräumige Heterogenitäten haben starken Einfluss auf die Bestandeszusammensetzung, welche wiederum wesentlichen Einfluss auf die Menge und Qualität des erzeugten Futters hat (RESCH 2007).

Auch Landkreis- oder andere politische Grenzen können zu (deutlichen) Unterschieden in der Grünlandvegetation führen. Dafür gibt es mehrere Gründe: Die unterschiedliche politische oder kulturelle Geschichte verschiedener (aneinandergrenzender) Regionen hat Einfluss auf die Landbewirtschaftung. Ebenso können die Berater in den Landwirtschaftsämtern mitunter ganze Bewirtschaftungsrichtungen prägen. Nicht zuletzt spielen die soziologischen Gegebenheiten eine wichtige Rolle: WIESINGER (1999) hat gezeigt, dass bei der Entscheidung für den Einstieg in Agrarumwelt-Programme oft das persönliche und dörfliche Umfeld des Betriebsleiters entscheidend ist.

Neben den standörtlichen und sozio-kulturellen Faktoren wird die Zusammensetzung eines Grünland-Bestandes auch durch die Interaktion von Pflanzen- und Tierarten untereinander und von Besiedlungsfaktoren beeinflusst. Eine der entscheidendsten Einflussgrößen im Wirtschaftsgrünland ist jedoch die Nutzung, da hier direkt Einfluss auf die Nährstoffversorgung, Entwicklungsphasen und Artenzusammensetzung genommen wird. Durch die vielfältigen Wechselbeziehungen im Bestand beeinflussen Nutzungs-

eingriffe das Artgefüge in unterschiedlichster Weise und können neben den gewünschten auch andere Effekte haben, z. B. eine Zunahme unerwünschter Arten (RESCH 2007).

Mittlere Standorte mit günstigen Ausgangsbedingungen werden heute in Bayern meist intensiv als Vielschnittwiese, Mähweide oder Weidelgras-Weide genutzt. Unter ungünstigen Bedingungen herrschen extensive Bewirtschaftungsformen vor, die sich z. B. auf Glatthaferwiesen, Goldhaferwiesen oder Sumpfdotterblumen-Wiesen erstrecken.

Die Honorierung von Umweltleistungen ist im Grünland von großer Bedeutung. 2007 wurden ca. 60 % der Grünland-Flächen in Bayern mit verschiedenen Agrarumweltmaßnahmen gefördert (BayStMELF 2008b).

Aufgrund vielfältiger Wandlungen in Politik, Ökonomie und Technik unterliegt das Grünland einem ständigen Wandel, in der Vergangenheit ausgelöst beispielsweise durch verbesserte Landtechnik und synthetische Dünger, in Gegenwart und Zukunft stärker beeinflusst durch politische Änderungen wie EU-Osterweiterung, Weltmarktpreise oder Förder-Maßnahmen und nicht zuletzt durch klimatische Veränderungen.

Mit einem Maximum von 89 Pflanzenarten auf einem Quadratmeter gehört extensives Grünland zu den artenreichsten Biotopen im weltweiten Vergleich (WILSON et al. 2012). Über die Hälfte der in Deutschland gefundenen Pflanzenarten kommen im Grünland vor (FEINDT et al. 2011). Sowohl wegen des hohen Flächenanteils als auch wegen des Artenreichtums gilt Grünland als Schlüsselbiotop, wenn es um die Erhaltung der Biodiversität geht (FEINDT et al. 2011). Gerade extensives Wirtschaftsgrünland ist jedoch von Nutzungsaufgabe und Aufforstung oder aber Intensivierung bedroht (DREIER und HERZOG 2001; HOFER et al. 2001). Auch der generelle Flächenverlust erhöht den Intensivierungsdruck auf die verbleibende Wirtschaftsgrünlandfläche (KUHN 2006). Mit Agrarumweltmaßnahmen wird versucht, durch einen finanziellen Ausgleich die extensive Nutzung zu erhalten.

Entwicklung der Grünlandfläche in Bayern

Ende der 1960er Jahre setzte in Bayern ein starker Rückgang der Grünlandfläche ein. Seit 1950 hat die Gesamtgrünlandfläche um ein Drittel abgenommen (*Tabelle 1, Abbildung 1*). Am stärksten war der prozentuale Rückgang im Bezirk Niederbayern, wo nur noch gut die Hälfte des Ausgangsbestandes übrig ist. Seit den 2000er Jahren hat sich der Verlust

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Lange Point 12, D-85354 Freising

* Ansprechpartner: Dr. Franziska Mayer, email: Franziska.Mayer@lfl.bayern.de

Tabelle 1: Die Entwicklung der Grünland (GL)-Fläche in Bayern zwischen 1950 und 2011 (INVEKOS-Daten, BayStMELF)

| | GL-Fläche (ha) 1950 | GL-Fläche (ha) 2011 | GL-Verlust % |
|---------------|------------------------|------------------------|-----------------|
| Bayern gesamt | 1,658.583 | 1,115.144 | 33 |
| Oberbayern | 490.019 | 333.454 | 32 |
| Niederbayern | 258.596 | 135.202 | 48 |
| Oberpfalz | 166.589 | 120.381 | 28 |
| Oberfranken | 140.663 | 92.835 | 34 |
| Mittelfranken | 136.113 | 96.436 | 29 |
| Unterfranken | 86.729 | 65.820 | 24 |
| Schwaben | 379.874 | 271.015 | 29 |

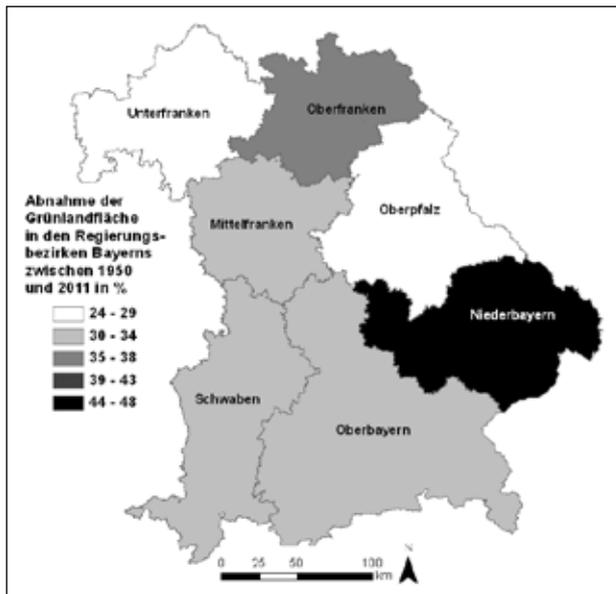


Abbildung 1: Abnahme der Grünlandfläche in den bayerischen Regierungsbezirken zwischen 1950 und 2011 (INVEKOS-Daten, BayStMELF)

verlangsamt. In Unter- und Mittelfranken war in den letzten Jahren sogar wieder eine Zunahme der Grünlandflächen zu verzeichnen. Die grünlandreichsten Regierungsbezirke sind nach wie vor die beiden südlichsten und mit ihrer Lage am nördlichen Alpenrand niederschlagsbegünstigten Oberbayern und Schwaben.

2. Grünlandmonitoring Bayern (GLM)

Im Rahmen des Grünlandmonitoring Bayern wurden Wirtschaftsgrünlandflächen untersucht, deren Aufwuchs im landwirtschaftlichen Betriebsablauf eingebunden ist (KUHN et al. 2011). Der Schwerpunkt lag auf Dauergrünlandflächen. Die Anzahl und Auswahl der Flächen für die Vegetationsuntersuchungen orientieren sich an den Flächenanteilen der unterschiedlichen Grünlandnutzungen (v.a. Wiesen, Weiden, Mähweiden) und der Agrarumweltmaßnahmen (AUM) an der Grünlandfläche auf Landkreisebene. Zusätzlich wurden bei der Auswahl der Landwirte bzw. Flächen nach Möglichkeit wichtige Standortfaktoren (Höhenlage, Klima, Boden etc.) und naturräumliche Besonderheiten des Landkreises berücksichtigt und versucht, eine Streuung der Flächen über die Grünlandflächen des Landkreises zu erreichen.

Ziel war es, mindestens eine Vegetationsaufnahme je 300 ha Grünlandfläche durchzuführen und nach Möglichkeit nicht mehr als zwei bis drei Vegetationsaufnahmen je Betrieb.

Insgesamt wurden 6108 Vegetationsaufnahmen auf Grünlandflächen in den Jahren 2002 bis 2008 durchgeführt. Die Vegetationsaufnahmen wurden je nach Witterung von April bis Oktober von zwei bis drei Vegetationskundlern durchgeführt. Über den gesamten Untersuchungszeitraum von sieben Jahren wurden die Vegetationsaufnahmen von fünf verschiedenen Bearbeitern durchgeführt.

Auf dem Feldstück wurde eine kreisförmige Fläche von 25 m² in einem repräsentativen Teil des Bestandes für die Vegetationsaufnahme ausgewählt (vgl. DIERSCHKE 1994). Der Mittelpunkt des Kreises wurde in der Regel mit einem Dauermagneten markiert und die GPS-Koordinaten (Gauß-Krüger-Koordinaten, Streifen 4), sowie die Höhe über NN ermittelt. So kann die Fläche bei später geplanten Wiederholungen (Monitoring) wiedergefunden werden.

Für die Aufnahmefläche wurde eine Liste aller vorkommenden Gefäßpflanzen-Arten erstellt, das prozentuale Verhältnis der Artengruppen – Gräser, Kräuter und Leguminosen – bestimmt und nach der Methode von KLAPP und STÄHLIN (1936) der Ertragsanteil jeder Art in Prozent geschätzt. Weiterhin wurden der Heu-Ertrag (in dt je ha) und die Gesamtdeckung des Bestandes geschätzt. Zum Standort wurden neben der Höhe die Exposition und Hangneigung notiert. Zur Bestimmung der Gefäßpflanzen wurde meist OBERDORFER (1994) verwendet. Die Nomenklatur folgt weitgehend WISSKIRCHEN und HÄUPLER (1998).

Auf der Grundlage der im Gelände ermittelten Koordinaten wurden für die untersuchten Grünlandflächen verschiedene Standortparameter aus digitalen Karten mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (ArcGIS Desktop 9.3) ermittelt. So wurden z. B. die mittlere Jahresniederschlagssumme und die mittlere Lufttemperatur dem Klimaatlas von Bayern (BayFORKLIM 1996) entnommen und den einzelnen Aufnahmen zugeordnet. Ebenfalls über die Koordinaten wurden den Vegetationsaufnahmen Grünlandzahlen aus der Bodenschätzung des Bayerischen Landesamtes für Steuern zugeordnet. Die Grünlandzahl schätzt die Ertragsfähigkeit eines Standortes auf der Grundlage der Bodenart, der Zustandsstufe (Ertragsfähigkeit), der Wasserversorgung (Wasserstufe) und des Klimas. Informationen zur Nutzung, zu Agrarumweltmaßnahmen (AUM) sowie zu Besatzdichte pro Hektar (GV/ha) lieferte das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BALIS und INVEKOS-Daten des BayStMELF).

Ziel des Grünlandmonitorings ist unter anderem die Darstellung des Ist-Zustandes der Grünlandbestände, der zeitlichen Entwicklung der Grünlandbestände und von Zusammenhängen zwischen Bestandesausprägung und zugrundeliegenden Faktoren.

Das Grünlandmonitoring ist auch Grundlage für langfristige Beobachtungen, z. B. im Zusammenhang mit dem Klimawandel, mit der Reaktion einzelner Arten und ganzer Artengruppen auf veränderte Bedingungen, mit dem Eindringen neophytischer bzw. invasiver Arten oder mit Bestandesänderungen von Problemarten. Schließlich lassen sich aus dem Datenbestand des Bayerischen Grün-

landmonitorings typische Arten des artenreichen Grünlandes und von Grünland mit seltenen und gefährdeten Pflanzenarten ableiten, die als Indikatoren für die Diversitätsbeurteilung einzelner Schläge dienen.

Die folgenden Auswertungen beziehen sich auf Daten aus dem Bayerischen Grünlandmonitoring. (KUHNS et al. 2011)

3. Das bayerische Extensiv-Grünland im Vergleich

Die Abgrenzung von Intensitätsstufen der Grünlandnutzung kann z. B. nach dem Ertrag erfolgen. *Abbildung 2* zeigt die Verteilung der Erträge der GLM-Aufnahmeflächen in den bayerischen Landkreisen. Hier kann man deutlich die höheren Erträge im regenreicheren Süden erkennen. Nachdem es zu den Vegetationsaufnahmen des GLM jeweils eine Abschätzung des Gesamtertrags gibt, konnten die Aufnahmeflächen in Intensitätsklassen eingestuft werden. Basierend auf den Angaben von AID (1997) wurden Schläge mit bis zu 30 dt/ha Ertrag als „sehr extensiv“, zwischen 31 und 75 dt/ha als „extensiv“ und (vereinfacht) ab 76 dt/ha als „intensiv“ bezeichnet. So galten 271 der 6.108 Aufnahmeflächen als „sehr extensiv“, 4.088 als „extensiv“ und 1.749 als „intensiv“. Die ertragsärmeren und damit extensiveren Grünlandflächen findet man v. a. im trockeneren Norden und im äußersten Süden (u. a. Almen) Bayerns.

Standort und Nutzung

Tabelle 2 zeigt, dass die sehr extensiven Flächen deutlich höher gelegen waren als der Durchschnitt, während die

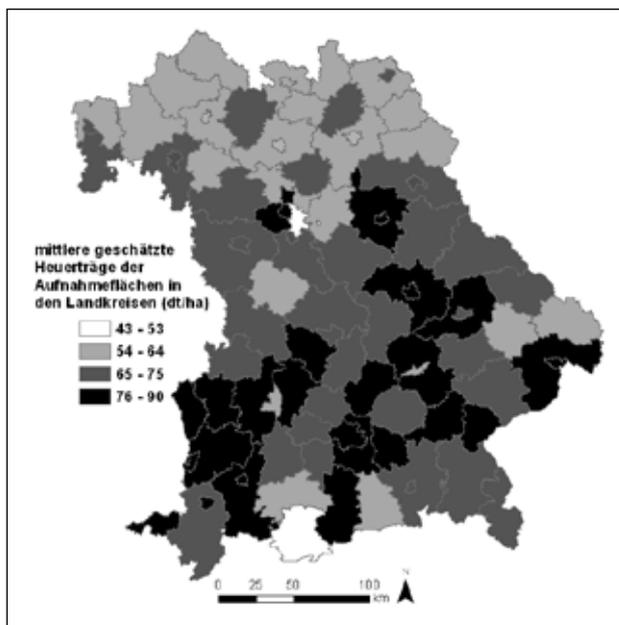


Abbildung 2: Die mittleren geschätzten Heuerträge in den Landkreisen Bayerns (Daten aus dem Bayerischen Grünlandmonitoring)

Tabelle 2: Charakterisierung der Intensitätsstufen der Aufnahmen des GLM hinsichtlich Standort, Nutzung und Pflanzenbestand

| | intensiv | extensiv | sehr extensiv | gesamt |
|---|----------|----------|---------------|--------|
| n | 1749 | 4088 | 271 | 6108 |
| Standort | | | | |
| mittl. Jahresniederschlagssumme (mm) | 972,88 | 895,09 | 1098,25 | 926,47 |
| mittl. Jahresmitteltemperatur (°C) | 7,88 | 7,85 | 7,26 | 7,83 |
| mittl. Hangneigung (°) | 1,73 | 3,04 | 7,50 | 2,86 |
| mittl. Höhe über NN (m) | 513,28 | 470,43 | 599,83 | 488,44 |
| Grünlandzahl | 46,71 | 41,47 | 26,87 | 42,31 |
| Nutzung | | | | |
| GV-Besatz/ha (Betrieb) | 1,53 | 1,21 | 1,04 | 1,29 |
| Pflanzenbestand | | | | |
| Anteil Süßgräser (%) | 79,45 | 69,20 | 50,83 | 71,32 |
| Anteil Leguminosen (%) | 8,08 | 7,37 | 5,96 | 7,51 |
| Anteil Kräuter (%) | 12,47 | 22,39 | 30,25 | 19,90 |
| Anteil Sauergräser % | 0,26 | 1,58 | 13,63 | 1,73 |
| mittl. Futterwert (Briemle et al. 2002) | 7,69 | 7,02 | 5,07 | 7,12 |
| mittl. N-Zahl | 6,54 | 6,23 | 4,41 | 6,24 |
| mittl. R-Zahl | 6,36 | 6,32 | 6,08 | 6,32 |
| mittl. F-Zahl | 5,66 | 5,66 | 5,70 | 5,66 |
| mittl. Artenzahl pro Aufnahme | 15,50 | 20,39 | 28,91 | 19,37 |
| mittl. Evenness | 64,60 | 69,03 | 68,50 | 67,74 |

extensiven etwas niedriger und die intensiven etwas höher lagen als das Mittel. Ähnlich verhielt es sich mit der Jahresniederschlagssumme und umgekehrt mit der Jahresmitteltemperatur. Dies deutet darauf hin, dass „sehr extensiv“ in erster Linie die (hoch gelegenen) Almen einschließt, während unter „extensiv“ auch das trockenere Grünland Nordbayerns fällt. In beiden Fällen handelt es sich um die stärker geneigten Flächen, die weniger intensiv bewirtschaftet werden. Bezogen auf Bodengüte, evtl. Beschattung oder Staunässe (=Grünlandzahl), waren die sehr extensiven Flächen deutlich im Nachteil, die intensiven Flächen gegenüber dem Durchschnitt etwas begünstigt.

Der GV-Besatz pro ha (auf Betriebsebene) – wie der Ertrag ein Indikator für die Bewirtschaftungsintensität – spiegelt die Intensitätsstufen sehr gut wider (*Tabelle 2*).

Was die Nutzungstypen angeht, herrschte in jeder Intensitätsstufe die Wiesenutzung vor. Während diese im Mittel und bei den beiden intensiveren Stufen zwischen 75 und 80 % ausmachte, lag sie bei der sehr extensiven Nutzung nur bei 35 %. In *Abbildung 3* sind die weiteren Nutzungstypen und ihre Anteile am restlichen Grünland dargestellt. Hier fallen der große Anteil der Mähweiden bei den Intensivflächen und die hohen Anteile von Extensiv-Weiden (Almen/Alpen, Hutung, Schafweiden) und Streuwiesen bei den sehr extensiven Schlägen auf.

Zu den Agrarumweltmaßnahmen (AUM) in Bayern gehören zum einen das Kulturlandschaftsprogramm (Kulap) und zum anderen das Vertragsnaturschutzprogramm (VNP). Bei den Auswertungen des GLM wurden alle Maßnahmen des VNP zusammengefasst, während die Kulap-Maßnahmen einzeln betrachtet wurden. Der Anteil der GLM-Aufnahmeflächen mit AUM war umso höher, je geringer die Bewirtschaftungsintensität war (*Abbildung 4*). Auch die Typen der AUM unterschieden sich. Intensive Bewirtschaftung und damit ein hoher Ertrag waren nur mit den Maßnahmen möglich, die keine großen Einschränkungen für den Bewirtschafter brachten – wie der Verzicht

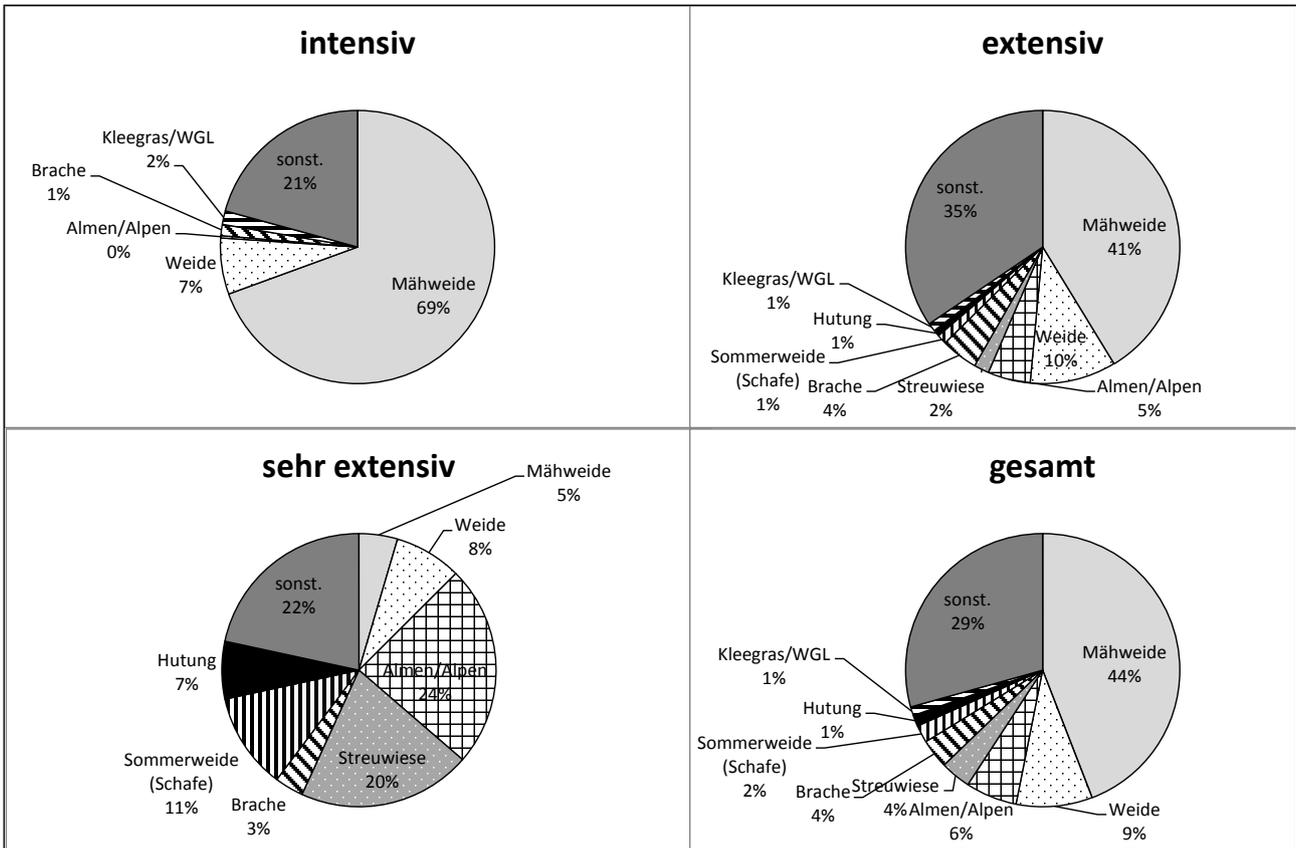


Abbildung 3: Anteile der Nutzungstypen (ohne Wiesen) an den verschiedenen Intensitätsstufen der Aufnahmeflächen des GLM. WGL: Wechselgrünland

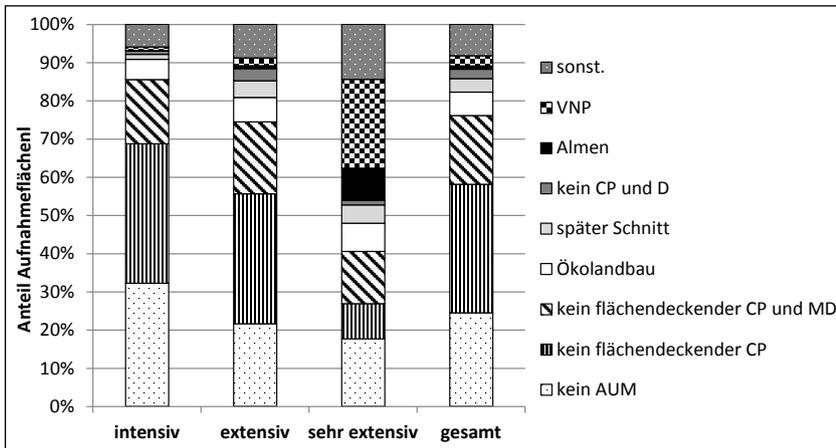


Abbildung 4: Anteile der Agrarumweltmaßnahmen (AUM) an den verschiedenen Intensitätsstufen der Aufnahmeflächen des GLM: CP: chemischer Pflanzenschutz, D: Düngung, MD: Mineraldüngung

auf flächendeckenden Pflanzenschutz mit oder ohne dem Verzicht auf Mineraldünger -, während eine extensive Wirtschaftsweise auch Maßnahmen mit gänzlichem Düngerverzicht erlaubt. Almförderung und VNP fallen in den sehr extensiven Bereich und gehen somit mit sehr niedrigen Erträgen einher. Auch die Schnittzeitpunktaufgabe steht für extensive Wiesenutzung. Die Artenzahlen waren durchweg auf Schlägen mit AUM höher als auf AUM-freiem Grün-

land. Eine besonders hohe Artenvielfalt wurde auf Almen/Alpen und auf VNP-Grünland nachgewiesen (MAYER et al. 2008; KUHN et al. 2011, 2012). Berücksichtigt man, dass VNP-Flächen im Gegensatz zu den Kulap-Flächen gezielt nach ihrem ökologischen Wert ausgewählt und betreut werden, ist ihre diversere Artenausstattung als selbstverständlich zu werten.

Artenvielfalt und Artengruppen

Die Artenzahl und damit die Pflanzenartendiversität unterschieden sich deutlich zwischen den Intensitätsstufen (Tabelle 2). Während die extensiven Flächen nur unwesentlich höher lagen in der Artenzahl als der Durchschnitt (sie stellen die Mehrheit der Aufnahmen), wiesen die intensiven wesentlich weniger, die sehr extensiven Flächen wesentlich mehr Arten auf. Auch die Evenness war bei den extensiveren Schlägen gegenüber dem Durchschnitt leicht erhöht, beim Intensiv-Grünland niedriger. D. h. die vorkommenden Arten sind im Extensiv-Grünland gleichmäßiger verteilt als im intensiv bewirtschafteten.

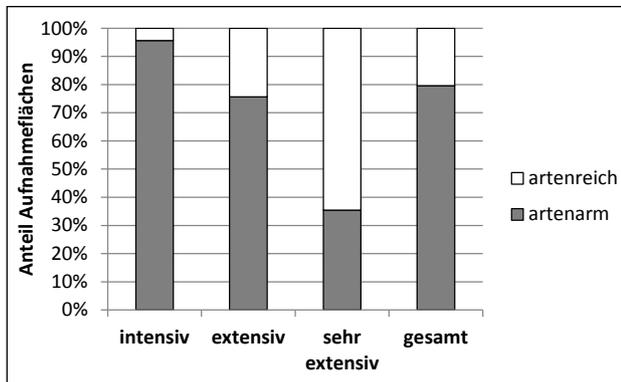


Abbildung 5: Anteile von artenarmen (< 25 Arten/25 m²) und artenreichen (≥ 25 Arten/25 m²) Aufnahmeflächen des GLM an verschiedenen Intensitätsstufen

Der geringere Anteil an Süßgräsern und Leguminosen im Extensiv-Grünland wurde durch einen hohen Kräuteranteil und bei den sehr extensiven durch einen auffallend hohen Sauergräseranteil ausgeglichen. Da der Großteil der 777 im GLM gefundenen Arten Kräuter waren, korrespondiert der hohe Kräuteranteil mit der höheren Artenvielfalt auf den extensiven Flächen. Was allerdings ebenfalls mit dem hohen Kräuteranteil korrespondiert, ist der relativ geringe Futterwert. Meist sind es die produktiven, nutzungsverträglichen Gräser, wie *Lolium perenne* und *Poa pratensis* oder die Leguminosen wie *Trifolium repens*, die wegen ihres hohen Futterwertes geschätzt werden. Vielen Kräutern hingegen wird z. B. wegen der Bröckelverluste im Heu nur ein geringer Futterwert zugeschrieben.

Die geringere Bewirtschaftungsintensität zeigte sich auch an den niedrigeren Ellenberg-N-Werten. Die intensiv bewirtschafteten, gedüngten Grünlandschläge wiesen mehr Stickstoffzeiger auf als die kaum oder nicht gedüngten Flächen.

Entsprechend den höheren Artenzahlen im Extensiv-Grünland ist hier auch der Anteil an artenreichem Grünland (≥ 25 Arten pro 25 m²) an den GLM-Aufnahmeflächen höher (Abbildung 5).

Tabelle 3 zeigt, dass sowohl die mittlere Anzahl RL-Arten pro Aufnahme als auch der Anteil an Aufnahmen mit RL-Arten umso höher waren, je extensiver die Bewirtschaftung war. Und obwohl eine viel geringere Anzahl an sehr extensiven Flächen in die Auswertung einfließen, beherbergten sie in der Summe die meisten RL-Arten (Tabelle 3, letzte Spalte).

Auch das Vorkommen erwünschter (häufig nachgesäeter Arten wie *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Trifolium repens*) und unerwünschter (*Taraxacum officinale*, *Poa trivialis*,

Tabelle 3: Rote-Liste-Arten (RL) in den Aufnahmen des GLM (Bayerische Rote Liste incl. Vorwarnstufe); n: Anzahl

| | n | mittlere | n Aufnahmen | Anteil Aufnahmen | n RL |
|---------------|-----------|-----------|-------------|------------------|--------|
| | Anzahl RL | Anzahl RL | mit RL | mit RL (%) | gesamt |
| intensiv | 1.749 | 0,099 | 158 | 9,03 | 38 |
| extensiv | 4.088 | 0,342 | 1080 | 26,42 | 137 |
| sehr extensiv | 271 | 2,328 | 190 | 70,11 | 164 |
| gesamt | 6.108 | 0,361 | 1428 | 23,38 | 220 |

Tabelle 4: Mittlere Anteile erwünschter und unerwünschter Arten in den GLM-Aufnahmen

| | mittl. Ertragsanteil | |
|---------------|-------------------------|-----------------------|
| | unerwünschter Arten (%) | erwünschter Arten (%) |
| intensiv | 19,06 | 23,10 |
| extensiv | 14,87 | 16,51 |
| sehr extensiv | 3,27 | 3,80 |
| gesamt | 15,56 | 17,84 |

Rumex obtusifolius, *Rumex crispus*, *Elymus repens*, *Bromus hordeaceus*) Arten unterschied sich stark zwischen den Aufnahmeflächen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität (Tabelle 4). Mit abnehmender Nutzungsintensität sank nicht nur der Anteil der erwünschten, sondern auch der der unerwünschten Arten. Der geringere Anteil – vom Landwirt – erwünschter Arten im Extensiv-Grünland spiegelt sich auch in seinem geringeren Bestandesfutterwert wider.

Was die Hauptbestandbildner angeht, ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen intensiven und sehr extensiven Schlägen. Während das Intensiv-Grünland geprägt war von *Alopecurus pratensis*, *Lolium x hybridum*, *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* und *Poa trivialis*, waren die vorherrschenden Arten auf sehr extensivem Grünland *Festuca rubra*, *Bromus erectus*, *Arrhenatherum elatius*, *Anthoxanthum odoratum* und *Molinia caerulea*.

4. Die Zukunft von Extensiv-Grünland

Extensiv bewirtschaftetes Grünland in Bayern trägt zur Agrobiodiversität bei, darüber hinaus beherbergt es aufgrund seines Blütenreichtums, seiner Strukturvielfalt und der zeitversetzten phänologischen Zustände der Arten auch eine höhere Vielfalt an Tieren, die z. T. als Bestäuber oder Nützlinge agieren (EBELING et al. 2011; WEINER et al. 2011). Der Wissenschaftliche Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz führt Grünland als Schlüssellebensraum für Biodiversität in Agrarlandschaften auf, nennt den Schutz von Grünland unter den 10 Schlüsselthemen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt im Rahmen der GAP und fordert die Erhaltung, Renaturierung, Extensivierung und Neuanlage von (artenreichem) Dauergrünland (FEINDT et al. 2011).

Sowohl in der nationalen als auch in der bayerischen Biodiversitäts-Strategie gilt extensives/artenreiches Grünland als wichtiger Biotoptyp für die Erhaltung /Förderung der Agrobiodiversität. Die „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ (BMU 2011), die es seit Ende 2007 gibt, beinhaltet das Ziel, naturschutzfachlich wertvolles Grünland um 10 % (gegenüber 2005) auszuweiten. Ein Jahr später hat die Bayerische Staatsregierung die „Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Bayern“ beschlossen. Hierin fordert Bayern eine nachhaltige Landnutzung, die sowohl den Schutz als auch die Nutzung berücksichtigt. „Bayern wird auch künftig eine für seine Naturräume typische, natürlich und historisch entstandene Artenvielfalt in für die einzelnen Lebensräume charakteristischer Ausprägung beherbergen“ (BayStMUG 2009, S. 12). Desweiteren will Bayern bis 2020 nicht nur den Rückgang und das Aussterben wildlebender Arten stoppen, sondern auch die biologische Vielfalt

in Agrarökosystemen wieder deutlich erhöhen. Arten, die früher in Bayern weit verbreitet waren und typisch sind für die Agrarlandschaft, sollen erhalten werden und sich wieder stärker ausbreiten können (BayStMUG 2009). Dazu heißt es aus dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: „Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen trägt insbesondere unser bayerisches Kulturlandschaftsprogramm neben dem Vertragsnaturschutzprogramm dazu bei, die Artenvielfalt zu fördern. Die extensive Acker- und Grünlandnutzung, ... liefern hierzu einen wertvollen Beitrag.“ (BayStMELF 2010a, S.3).

Um die Ziele der Diversitäts-Strategien zu erreichen, muss zu allererst die möglichst umfangreiche Erhaltung und Verbesserung des bestehenden artenreichen Grünlandes angestrebt werden, da eine Neuanlage bzw. grundlegende Renaturierung mit hohem Aufwand und Kosten verbunden ist (KIRMER und Tischew 2006; BADTKE und EGELING 2011) und trotzdem nicht unbedingt einen vollwertigen Ersatz im Bezug auf die Lebensraumqualität bieten kann (KIEHL 2010; HÖLZEL 2011). Durch Ausgleichszahlungen unterstützt das Bayerische Kulturlandschaftsprogramm die extensive Grünlandbewirtschaftung mit unterschiedlichen Programmen (BayStMELF 2010a). Das Bayerische Grünlandmonitoring hat auch gezeigt, dass Kulap-Maßnahmen, die eine extensive Bewirtschaftung beinhalten, mit höheren Artenzahlen korreliert sind (MAYER et al. 2008; KUHN et al. 2011). Aktuell werden in Bayern Maßnahmen des Düngeverzichts kombiniert mit einem späten Schnitt von 5 % der Fläche und Einschränkungen beim chemischen Pflanzenschutz, sowie die Bewirtschaftung von Steillagen und die Almwirtschaft gefördert. In anderen Bundesländern (z. B. Baden-Württemberg, Thüringen, Niedersachsen) oder auch in der Schweiz wird die Biodiversität des Grünlandes durch ergebnisorientierte Honorierung gezielt unterstützt (OPPERMANN und GUJER 2003). Ergebnisorientierte Honorierung heißt, dass ein Landwirt Zahlungen für seinen Grünlandschlag erhält, wenn darauf eine Mindestanzahl von vorgegebenen Arten wächst. Der Landwirt hat dabei ein Ziel (bestimmte Arten erhalten) vor Augen und muss sich in Eigeninitiative und Eigenverantwortung überlegen, wie er dieses Ziel an seinem Standort am besten erreicht. Im Gegensatz zu Maßnahmenorientierter Honorierung wird eine flexiblere Bewirtschaftung ermöglicht (SCHMIDT 2004) und die Eigenverantwortung gestärkt. Allerdings sind Vorort-Kontrollen mit geschultem Personal notwendig. Den von der EU geforderten Zielen der guten Überprüfbarkeit, der klaren Zielsetzung und der überprüfbaren Zielerreichung von Agrarumweltmaßnahmen entspricht die ergebnisorientierte Honorierung und wird im Prüfbericht des EU-Rechnungshofes positiv bewertet (Europäischer Rechnungshof 2011). Das Bayerische Grünlandmonitoring erlaubte uns, eine Liste von Indikatorarten für artenreiches Grünland in Bayern zu erstellen, die gut als Artenkatalog für eine ergebnisorientierte Honorierung genutzt werden könnte (BayLfL 2012).

Ein wichtiges Ziel der Förderung artenreichen Grünlandes sollte auch stets die Verwendung des Aufwuchses im landwirtschaftlichen Betrieb sein, um eine dauerhafte Nutzung

sicher zu stellen. In verschiedenen Studien konnte gezeigt werden, dass der Aufwuchs artenreicher Wiesen einen besonderen Nutzen für die Tiergesundheit (Medizinalheu), die Vermarktung (Kräuterheu, Pferdeheu) oder die erzeugten Produkte (Omega-3-Fettsäure-Gehalt in Milch und Fleisch) hat (MOLONEY et al. 2008). Ein Beweidungsversuch an der Uni Kassel-Witzenhausen mit angesäten Kräutern hat gezeigt, dass Kühe von den Kräutern am liebsten Horn-Klee (*Lotus corniculatus*) und Spitz-Wegerich (*Plantago lanceolata*) fraßen. Generell waren auch noch Pflanzen mit Bitter- oder Gerbstoffen beliebt wie Wegwarte (*Cichorium intybus*) oder Wiesenknopf (*Sanguisorba spec.*). Eher verschmäht wurden Arten mit hohem Gehalt an ätherischen Ölen wie der Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*). Da Bitterstoffe allgemein als appetitanregend gelten, könnte das Vorkommen entsprechender Arten durchaus auch einen wirtschaftlichen Vorteil bringen (VEREIJKEN 2010). Die traditionelle Verwendung des Aufwuchses von Pfeifengraswiesen als Einstreu wird durch die Verpflichtung zur Haltung auf Einstreu im Biobereich gefördert. Auch eine energetische Nutzung von Aufwüchsen, die nicht mehr in der Tierernährung eingesetzt werden können, wird untersucht (z. B. PROGRASS, Projekt der Universität Kassel, www.prograss.eu). Zahlreiche positive Beispiele der Integration von extensivem Grünland in den landwirtschaftlichen Betrieb von der Fütterung des Jungviehs, der Verwendung als Medizinalheu für Kälber und Milchkühe bis zur extensiven Beweidung mit Mutterkühen demonstrieren Betriebe, die bei Wiesenmeisterschaften (z. B. in Bayern) teilnehmen.

5. Literatur:

- AID - Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e. V. (1997): Extensive Bewirtschaftung von Dauergrünland. - aid 1287: 47 S.
- BADTKE, R. und S. EGELING (2011): Praxisbericht Mahdgutübertragung Urdenbacher Kämpe. - Natur in NRW 2/11: 27.
- BayFORKLIM (1996): Klimaatlas von Bayern - Hrsg.: Bayerischer Klimaforschungsverbund. München.
- BayLfL – Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2012): Artenreiches Grünland – Erkennen und Bewerten. –LfL-Information. ES-Druck (Freising-Tüntenhausen): 27 S.
- BayStMELF - Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2008a): Das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) – Herzstück bayerischer Agrarpolitik. – München: 31 S.
- BayStMELF - Bayerisches Staatsministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2008b): Bayerischer Agrarbericht 2008. - München: 230 S.
- BayStMELF - Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2010a): Stärkung der natürlichen Vielfalt - Beitrag der Land- und Forstwirtschaft zur Biodiversität in Bayern. - Spintler Druck und Verlag GmbH, Weiden: 23 S.
- BayStMELF - Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2010b): Bayerischer Agrarbericht 2010 – Kurzfassung. München.
- BayStMUG – Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.) (2009): Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Bayern. - www.stmug.bayern.de. 18 S.

- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2011): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Silber Druck oHG, Niestetal. 3. Auflage: 180 S.
- BRIEMLE, G., S. NITSCHKE und L. NITSCHKE (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz). Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 203-225.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 683 S.
- DREIER, S. und F. HERZOG (2001): Ökologische Qualität von Wiesen. - Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.): Artenreiche Wiesen. - Schriftenreihe der FAL 39: 17-24.
- EBELING, A., A.-M. KLEIN, und T. TSCHARNTKE (2011): Plant-flower visitor interaction webs: Temporal stability and pollinator specialization increases along an experimental plant diversity gradient. - *Basic and Applied Ecology* 12(4): 300-309.
- EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF (2011): Sonderbericht Nr. 7: Wie gut sind Konzeption und Verwaltung der geförderten Agrarumweltmaßnahmen? 83 S.
- FEINDT, P. H., F. BEGEMANN und B. GEROWITT, Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2011): Chancen für die biologische Vielfalt in der Landwirtschaft nutzen – 10 Schlüsselthemen für die Agrobiodiversität in der Agrarpolitik. - Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (<http://beirat-gr.genres.de>): 30 S.
- HOFER, G., H. CONRADIN und L. EGGENSCHWILER (2001): Flora von Wiesen im ökologischen Ausgleich im Mittelland. - Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.): Artenreiche Wiesen. - Schriftenreihe der FAL 39: 25-33.
- HÖLZEL, N. (2011): Artenanreicherung durch Mahdgutübertragung – Möglichkeiten und Grenzen der Mahdgutübertragung. – *Natur in NRW* 2/11: 22-24.
- KIEHL, K. (2010): Plant species introduction in ecological restoration: Possibilities and limitations. – *Basic and Applied Ecology* 11: 2081-284.
- KIRMER, A. und S. TISCHEW (2006): Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden. – Wiesbaden (Teubner Verlag): 195 S.
- KLAPP, E. und A. STÄHLIN (1936): Standorte, Pflanzengesellschaften und Leistung des Grünlandes. - Stuttgart (Ulmer): 122 S.
- KUHN, G. (2006): Die Bedeutung des Grünlandes in der Kulturlandschaft. – *Sauteria* 14: 51-67.
- KUHN, G., S. HEINZ und F. MAYER (2011): Grünlandmonitoring Bayern – Ersterhebung der Vegetation 2002-2008. - LfL-Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 3: 161 S.
- MAYER, F., S. HEINZ und G. KUHN (2008): Effects of agri-environment schemes on plant diversity in Bavarian grasslands. - *Community Ecology* 9 (2): 229-236.
- MAYER, F., S. Heinz und G. KUHN (2011): Plant species diversity in the Bavarian alpine grasslands. - *Grassland Science in Europe*, Vol. 16: 538-540.
- MAYER, F., G. KUHN und S. HEINZ (2012): Almen und Alpen – Artenreiches Grünland unter der Lupe. - *Der Almbauer*, 64 (März 2012): 8-10.
- MOLONEY, A. P., V. FIEVEZ, B. MARTIN, G. R. NUTE und R. I. RICHARDSON (2008): Botanically diverse forage-based rations for cattle: implications for product composition, product quality and consumer health. – *Grassland Science in Europe* 13: 361-374.
- OBBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Aufl. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 1050 S.
- OPPERMANN, R. und H. U. GUJER (2003): Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. – Stuttgart, Ulmer Verlag: 199 S.
- OPPERMANN, R. und G. BRIEMLE (2009): Artenreiche Wiesen und Weiden – Umfang und Bedeutung für Baden-Württemberg. In: SCHREIBER, K.F., H. J. BRAUCKMANN, G. BROLL, S. KREBS und P. POSCHLOD (Hrsg.): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. - Heidelberg (verlag regionalkultur) - Naturschutz-Spektrum-Themen 97: 49-62.
- PÖTSCH, E.M. (2010): Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im österreichischen Grünland.- 16. Alpenländisches Expertenforum „Biodiversität im Grünland“, BAL Gumpenstein: 1-10.
- RESCH, R. (2007): Neue Futterwerttabellen für den Alpenraum. - 34. Viehwirtschaftliche Fachtagung, 19.-20. April 2007: 61-75.
- SCHMIDT, A. (2004): „Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni...“ Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Land(wirt)schaft. – In: REITER, K., A. SCHMIDT und U. STRATMANN (Hrsg.): „Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni...“ Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Land(wirt)schaft. BfN Skripten 124: 79-82.
- VEREIJKEN, H. (2010): Haben Milchkühe Kräutervorlieben? Versuch zur Selbstmedikation von Nutztieren. – *Lebendige Erde* 3: 18.
- WEINER, C. N., M. WERNER, K. E. LINSENMAIR und N. BLÜTHGEN (2011): Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. - *Basic and Applied Ecology* 12(4): 292-299.
- WIESINGER, K. G. (1999): Naturschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft – eine sozioökonomische Fallstudie aus der Münchner Ebene. - München (Herbert Utz Verlag): 165 S.
- WILSON, J. B., R. K. PEET, J. DENGLER und M. PÄRTEL (2012): Plant species richness: the world records. - *Journal of Vegetation Science*, online Doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x © 2012 International Association for Vegetation Science.
- WISSKIRCHEN, R. und H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. - Stuttgart (Ulmer): 765 S.

Extensives Grasland im Schweizerischen Tal-, Berg- und Alpengebiet: Herausforderungen und Lösungsansätze

Manuel K. Schneider^{1*}, Olivier Huguenin-Elie¹ und Andreas Lüscher¹

Zusammenfassung

Extensives Grasland ist das flächenmäßig wichtigste Element des ökologischen Ausgleichs in der Schweizerischen Landwirtschaft. Extensive Wiesen und Weiden, Waldweiden, Streuflächen und wenig intensive Heuwiesen machen zusammen 11 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus. 27 % dieser Flächen haben besondere biologische Qualität. Regional gibt es große Unterschiede im Anteil extensiven Graslands, seiner biologischen Qualität und seiner Entwicklung. Im Talgebiet besteht weiterhin Beratungs- und Erfahrungsbedarf in der ökologischen Aufwertung bestehender extensiver Flächen. Im Berggebiet liegt die Hauptherausforderung in der zunehmenden Polarisierung der Landnutzung. Grenzertragsstandorte werden aufgegeben, dadurch werden mit Nutzungsverträgen gesicherte wertvolle Flächen zunehmend isoliert. Wenig intensive Standorte an Hanglagen werden aufgrund der verbesserten Mechanisierung intensiver bewirtschaftet. Im Alpengebiet schließlich sollten in Zukunft durch gezielte Abgeltung ökologischer Leistungen wertvolle extensive Flächen gesichert werden.

Summary

Extensively managed grassland is the primary element of ecological compensation in Swiss agriculture. Extensively managed meadows and pastures, wooded pastures, fen meadows and low-intensity hay meadows cover 11 % of the utilized agricultural area. 27 % of these areas have high ecological quality. Regionally, large differences exist in the share of extensive grassland, its quality and the temporal dynamics. In the lowlands, the need for improvements of the ecological quality of existing extensive grassland is still high. In uplands, the main challenge for the maintenance of extensive grassland is the increasing polarization in land use. Marginal lands are abandoned and sites secured by management contracts become increasingly isolated. Progress in mechanization allows the more intensive use of low-intensity grassland on slopes. In the summering area, prestigious extensive grasslands shall be maintained by targeted compensation of ecological services.

Bedeutung von extensivem Grasland in der Schweiz

Extensives Grasland ist das flächenmäßig bedeutendste Element des ökologischen Ausgleichs in der Schweizerischen Landwirtschaft. Im Jahr 2010 waren 48 % der ökologischen Ausgleichsflächen extensive Wiesen und ihr Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche beträgt um 6 % (BLW, 2011). Die Fläche der extensiven Wiesen ist seit Einführung von Abgeltungszahlungen kontinuierlich gestiegen von 49.000 ha im Jahr 2005 auf 62.000 ha im Jahr 2010 (Abbildung 1).

Extensive Wiesen dürfen nicht gedüngt und frühestens Mitte Juni bis Mitte Juli (je nach Produktionszone) genutzt werden. Diese Nutzungseinschränkungen werden einheitlich abgegolten mit 1.500 CHF/ha in der Ackerbau- und Übergangszone, 1.200 CHF/ha in der Hügellzone, 700 CHF/ha in den Bergzonen I und II und 450 CHF/ha in den Bergzonen III und IV (Abbildung 2).

Neben extensiven Wiesen werden auch wenig intensive Wiesen mit 300 CHF/ha unterstützt. Als wenig intensive Weiden gelten die traditionellen zwei- bis dreischürigen

Heuwiesen, welche sporadisch leichte Mistgaben erhalten. Im Jahr 2010 waren 24.000 ha als wenig intensive Wiesen angemeldet, vor allem im Berggebiet (BLW, 2010). Ihre Fläche ist allerdings seit Jahren rückläufig, zum Teil wurden sie in extensive Wiesen umgewandelt, zum Teil intensiviert (Abbildung 1).

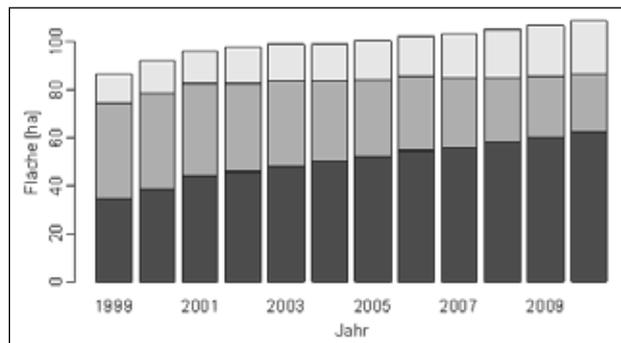


Abbildung 1: Entwicklung der Fläche von extensiven Wiesen (schwarz), wenig intensiven Wiesen (grau) und extensiven Weiden (weiß) in der Schweiz (Quelle: BLW)

¹ Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART), Reckenholzstraße 191, CH-8046 Zürich

* Ansprechpartner: Dr. Manuel K. Schneider, email: manuel.schneider@art.admin.ch

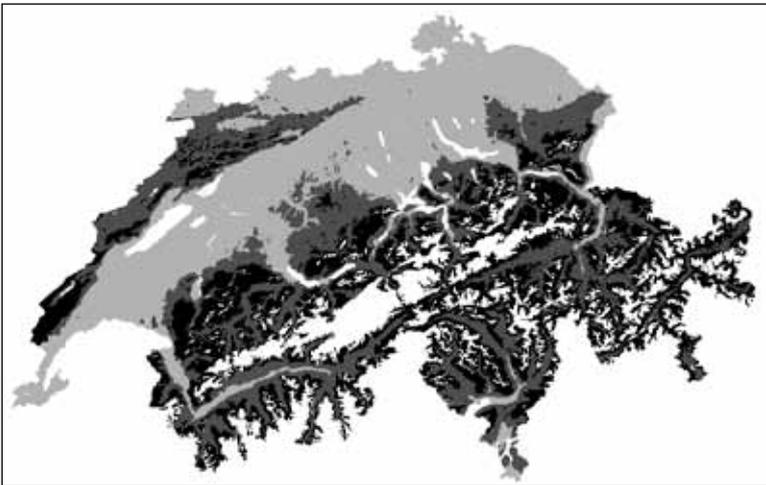


Abbildung 2: Vereinfachte Produktionszonen der Schweiz: Talgebiet inkl. Hügelzone (hellgrau), Berggebiet (dunkelgrau), Alpengebiet (schwarz). Weiß: Seen und Gebirge. Datenquellen: vector200©swisstopo, dh25©swisstopo, landwirtschaftliche Zonen © BLW

Werden zum extensiven Grasland im weiteren Sinne auch 7.000 ha Streuflächen, 22.000 ha extensive Weiden und 2.400 ha Waldweiden gezählt, so betrug im Jahr 2010 dessen Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche 11,3 % (BLW, 2010). Alle diese Elemente können zu den ökologischen Ausgleichflächen eines Landwirtschaftsbetriebes gezählt werden, welche zur Erreichung der Cross Compliance mindestens 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche betragen müssen. Währenddessen für die Streuflächen die gleichen Beiträge wie für extensive Wiesen ausgerichtet werden, können extensive Weiden und Waldweiden für den ökologischen Ausgleich gezählt werden, aber es werden keine zusätzlichen Beiträge ausgerichtet.

Zusätzlich zu den Entschädigungen für die Bewirtschaftungsauflagen und die damit verbundene Ertragseinbusse werden weitere Abgeltungen für die biologische Qualität und die Vernetzung ausgerichtet. Hierzu wird die Pflanzenzusammensetzung anhand von Zeigerartenlisten beurteilt (BLW, 2004). Im Jahr 2010 erfüllten 28.000 ha an Streuflächen, extensiven und wenig intensiven Wiesen und 4500 ha der extensiven Weiden die in der Ökoqualitäts-Verordnung (ÖQV) festgelegten Kriterien. Die Verteilung der Flächen mit Ökoqualität ist regional stark unterschiedlich. Währenddessen in den trockenen Alpentälern über 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche die ÖQV-Kriterien erfüllen, gibt es im Mittelland zahlreiche Gebiete ohne Qualitätsflächen (BLW, 2010, WALTER u.a., 2012). Im Talgebiet und den Bergzonen I und II wird die biologische Qualität mit

1.000 CHF/ha prämiert, in den Bergzonen III und IV mit 700 CHF/ha. Die Vernetzung wird zusätzlich mit 1.000, bzw. 500 CHF/ha belohnt (BLW, 2011).

Herausforderungen an die Erhaltung von extensivem Grasland in der Schweiz

Die Herausforderungen an die Erhaltung des extensiven Graslands in der Schweiz sind regional sehr verschieden (Tabelle 1). Im intensiv landwirtschaftlich genutzten Talgebiet ist in vielen Regionen die Qualität der extensiven Flächen und ihre ungenügende Vernetzung das zentrale Problem (WALTER u.a., 2012). Bund und Kantone versuchen, qualitativ wertvolle Flächen und deren Vernetzung mit den oben erwähnten Beiträgen zu fördern. Hinzu kommen immer noch Verluste von wertvollen Flächen an Südhängen durch die intensive Bautätigkeit in weiten Teilen des Mittellandes.

Im Berggebiet konnten sich bis heute großflächig artenreiche Graslandbestände erhalten (PETER u.a., 2008; PETER u.a., 2009; KAMPMANN u.a., 2011). Auf den gut bewirtschaftbaren Flächen geben die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen allerdings Anreize zur Intensivierung, welche durch immer bessere Hangmechanisierung gefördert wird (PETER u.a., 2008). Auch auf nährstoffarmen Standorten hat der Anteil an produktiven Arten zugenommen (PETER u.a., 2009). Zudem sind extensive Wiesen und Weiden an Grenzertragsstandorten von der schleichenden Nutzungsaufgabe bedroht, welche durch den zunehmenden Rationalisierungsdruck bedingt ist (BOLLMANN u.a., in Vorb.). Bund und Kantone versuchen mit dem Abschluss von Nutzungsverträgen die Bewirtschaftung von Grenzertragslagen finanziell abzugelten. Andererseits sollen klare Regeln und Auflagen bei Infrastrukturprojekten verhindern, dass diese zu einer weiteren Intensivierung der Berglandwirtschaft führen.

Im Alpengebiet laufen im Prinzip die gleichen Prozesse ab wie im Berggebiet auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche, allerdings sind der Intensivierung viel stärkere topographische Grenzen gesetzt und die Nutzungsaufgabe wirkt sich auf vielen wenig genutzten Hochalpen nur marginal aus. Der Gesetzgeber versucht, die weitere Intensivierung mit einem Mineraleinsatzverbot und einer Beschränkung des Kraftfuttereinsatzes für die Alpen zu verhindern (BLW, 2007). Zusätzlich sollen in Zukunft auch im Alpengebiet

Tabelle 1: Überblick über die wichtigsten Herausforderungen an die Erhaltung des extensiven Graslands im Schweizerischen Tal-, Berg- und Alpengebiet und Lösungsansätze

| Region | Herausforderungen | Lösungsansätze |
|-------------|---|---|
| Talregion | Intensivierung, Kulturlandverlust, Qualität der Restflächen, Fragmentierung | Qualitätsbezogene Abgeltung, Vernetzungsprojekte, Saatmischungen für extensive Wiesen |
| Berggebiet | Intensivierung, Nutzungsaufgabe, Fragmentierung | Abgeltungssysteme, Inventarisierung, Beurteilungskriterien für Infrastrukturprojekte |
| Alpengebiet | Intensivierung, Nutzungsaufgabe | Mineraleinsatz-Verbot, Öko-Qualitätsabgeltung |

ökologische Leistungen (sprich Artenvielfalt) gezielt abgegolten werden.

Auf einzelne Aspekte aus diesem Komplex an Herausforderungen und Lösungsansätzen soll im Folgenden vertieft eingegangen werden.

Ökologische Aufwertung von Grasland in der Talregion

Bereits bei der Einführung der Direktzahlungen für ökologische Leistungen Mitte der neunziger Jahre war bekannt, wie schwierig die Schaffung qualitativ hochwertiger extensiver Wiesen sein kann (KOCH, 1996). Einerseits können die gewünschten Arten in weitem Umkreis nicht mehr vorhanden sein, andererseits kann auf tiefgründigen Böden die Nährstoffnachlieferung auch nach Jahren ohne Düngung noch beträchtlich sein. Gute Erfolge der Extensivierung wurden auf trockenen Standorten beobachtet, wenn in der Umgebung noch Arten der extensiven Wiesen vorhanden waren (JEANGROS, 2002). Auf Standorten mit beschränktem Artenspektrum konnten Übersaaten mit Wiesenblumen die Etablierung extensiver Arten teilweise unterstützen (HUGUENIN-ELIE u.a., 2010). Allerdings scheint es zentral, dass die Übersaat erst nach einigen Jahren ohne Düngung in ausgemagerte und entsprechend dünnere Bestände und zu guten Keimbedingungen erfolgt.

Aus der Praxis wird in letzter Zeit zum Teil von Beständen berichtet, welche nach einigen Jahren der Nutzung als extensive Wiese die Ökoqualitäts-Kriterien nicht mehr erfüllen, was für die Natur und den Landwirten einen Verlust darstellt. Es handelt sich hier einerseits um Bestände, deren Nutzung im Zuge der Extensivierung stark reduziert wurde, zum Beispiel indem aus Rationalisierungsgründen auf einen zweiten Schnitt verzichtet wurde. Andererseits sind es ehemalige traditionelle Heuwiesen, auf welchen die Bewirtschaftung extensiviert wurde (*Abbildung 1*), wo sich aber Arten der Magerwiesen zu wenig stark etablieren konnten. Für solche Bestände kann mit Recht gefragt werden, ob sie nicht sinnvoller in einer wenig intensiven Nutzung belassen werden sollten, da auch solche Flächen ökologisch hochwertig sein können (WEYERMANN u.a., 2006). Diese Fälle zeigen, dass das Ziel hochwertiger extensiver Wiesen im Mittelland noch erheblichen Beratungsbedarf und auch Erfahrungen in der floristischen Aufwertung braucht.

Erhaltung der Nutzung von Grenzertragsstandorten im Berggebiet

In der Schweiz ist, wie auch im ganzen Alpenraum, ein Rückzug der Landwirtschaft aus der Nutzung von Grenzertragsstandorten zu beobachten. So hat die Waldfläche zwischen 1985 und 2005 um fast 15 % zugenommen (BRÄNDLI, 2010). Regional gibt es große Unterschiede. Während in den Südtälern und im Wallis der Wald mehr als 20 % der ehemals landwirtschaftlich genutzten Fläche wiederbesiedelt hat und viele extensive Wiesen mittlerweile Wald sind, ist die Wiederbewaldung an zahlreichen Regionen am Alpennordhang kein Thema (HOTZ & WEIBEL, 2005).

Die Nähe zu Buschland und weiteren extensiven Flächen wurden in einer Risikoanalyse als bedeutende Einflussfaktoren für die Verbuschung von Trockenwiesen identifiziert (ZIMMERMANN u.a., 2008). Im Wald isolierte Flächen wachsen also bedeutend schneller zu als größere zusammenhängende Flächen. Aus ökologischer Sicht kommt hinzu, dass Lebensräume für spezifische Graslandbewohner zunehmend fragmentiert werden und somit auch trotz Weiternutzung verarmen können (BULMAN u.a., 2007). Die Weiternutzung einer gut verteilten Mindestzahl extensiver Graslandstandorte ist deshalb Voraussetzung für ökologisch hochwertige Extensivflächen (KAMPMANN u.a., 2011). Da extensive Standorte meist steil, schlecht erreichbar und deshalb aufwändig zu bewirtschaften sind (PETER u.a., 2009; KAMPMANN u.a., 2011), braucht es substantielle Anreize zur Weiternutzung, insbesondere auch als Heuwiese (PETER u.a., 2009).

Eine weitere Herausforderung ist die zeitliche Verzögerung zwischen der Nutzungsminderung oder –aufgabe und der offensichtlichen Einbuße an ökologischer Qualität. Eine Fläche kann sich bei langfristig ungenügender Nutzung zuerst positiv entwickeln, indem der Strukturanteil zunimmt (PETER u.a., 2009). Mit zunehmendem Strukturanteil steigt der Unterhaltsaufwand, so dass schließlich die Nutzung unter Umständen gänzlich aufgegeben wird. Dieser Prozess kann Jahre bis Jahrzehnte dauern, währenddessen weiterhin Direktzahlungen ausgerichtet werden und somit wenig Handlungsbedarf für den Bewirtschafter besteht. Hier fehlen der Beratung und Vollzug bisher klare standortspezifische Beurteilungsrichtlinien. Forschungsergebnisse aus Frankreich und Italien zeigen, dass Standort und dominante Baumart den Effekt der Verbuschung auf den Artenreichtum stark beeinflussen (ANTHELME u.a., 2001, PORNARO u.a., in Vorb.).

Ökologische Bewertung und Abgeltung im Alpengebiet

Die Schweizerische Alpbewirtschaftung basiert auf dem Grundsatz einer nachhaltigen Bestoßung mit angepassten Weidetieren (BLW, 2007). In konsequenter Auslegung dieses Grundsatzes wurde 2007 der Einsatz von alpferden Düngern nur noch mit Sonderbewilligung gestattet und der Kraftfuttereinsatz auf 100 kg pro Kuh und Alpsaison (100 Tage) beschränkt. Dadurch soll die weitere Intensivierung der Nutzung günstiger Alpweiden vermindert werden, welche auch heute noch einen hohen Anteil an ökologisch hochwertigen Flächen aufweisen. WALTER u.a. (2012) schätzen den Anteil Qualitätsflächen im Sömmerungsgebiet auf etwa 50 %. Auf der anderen Seite werden extensive Alpweiden aus Gründen der Arbeitersparnis nur noch wenig bestoßen. Durch die Abnahme der Anzahl Landwirtschaftsbetriebe reduziert sich auch die Anzahl Alpbestößer und deren Anteil an gemeinschaftlicher Arbeit (LAUBER u.a. 2011). Dies führt dazu, dass der Aufwand für Entbuschung und Weidepflege reduziert wird.

Regional gibt es große Unterschiede in der Entwicklung der Alpbewirtschaftung. In Graubünden ist die Alpauslastung (effektive zu erlaubter Bestoßung) in den südlichen Kantonsteilen weit geringer als in den nördlichen

(PLANTAHOF, 2007). Dies resultiert in unterschiedlichen Gefährdungen für extensive Weiden. Im Rahmen der Agrarpolitik 2014-2017 soll diesen mit einer Umlagerung von Beiträgen von den Heim- zu den Sömmerungsbetrieben sowie mit der Abgeltung von Biotopförderleistung Rechnung getragen werden (BLW 2010). Hier ist ein gangbarer Kompromiss zwischen globalen Steuerungsmaßnahmen, wie dem Sömmerungsbeitrag und flächenbezogenen Regelungen, erst noch zu finden (LAUBER u.a., 2011).

Literatur

- ANTHELME, F., J. GROSSI, J. BRUN und L. DIDIER (2001): Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology & Management*, 145:57–65.
- BLW (2004): Verordnung über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (SR 910.14). Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW (2007): Verordnung über Sömmerungsbeiträge (SR 910.133). Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW (2010): Agrarpolitik 2014-2017. Grundzüge und Mittelverteilung. Information für die Medien und die Vertreter der interessierten Kreise.
- BLW (2011): Agrarbericht 2010. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BOLLMANN, R., M.K. SCHNEIDER und C. FLURY (in Vorb.): Minimalnutzungsverfahren zur Offenhaltung der Kulturlandschaft, ART-Bericht.
- BRÄNDLI, U. (2010): Schweizerisches Landesforstinventar: Ergebnisse der dritten Erhebung 2004 – 2006. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BULMAN, C.R., R.J. WILSON, A.R. HOLT, L.G. BRAVO, R.I. EARLY, M.S. WARREN, und C.D. THOMAS (2007): Minimum viable meta-population size, extinction debt, and the conservation of a declining species. *Ecological Applications*, 17, 1460–1473.
- HOTZ, M. und F. WEIBEL (2005): Arealstatistik Schweiz: Zahlen - Fakten – Analysen. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- HUGUENIN-ELIE, O., C.J. STUTZ, R. GAGO und A. LÜSCHER (2010): Floristische Aufwertung von Wiesen des ökologischen Ausgleichs: Effekt der Nährstoffverfügbarkeit. *ART-Schriftenreihe* 14: 19-26.
- KAMPMANN, D., A. LÜSCHER, W. KONOLD und F. HERZOG (2011): Agrienvironment scheme protects diversity of mountain grassland species, *Land Use Policy* 29: 569– 576.
- KOCH, B. (1996): Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. *Agrarforschung* 3(4): 149-152.
- LAUBER, S., C. CALABRESE, S. VON FELTEN, M. FISCHER und T. SCHULZ (2011): Evaluation der Sömmerungsbeitragsverordnung (SöBV) und alternativer Steuerungsinstrumente für das Sömmerungsgebiet. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.
- JEANGROS, B. (2002): Peut-on augmenter la diversité botanique d'une prairie permanente en supprimant la fumure? *Revue Suisse Agricole* 34(6): 287-292.
- PETER, M., P.J. EDWARDS, P. JEANNERET, D. KAMPMANN und A. LÜSCHER (2008): Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125:204–212.
- PETER, M., A. GIGON, P.J. EDWARDS und A. LÜSCHER (2009): Changes over three decades in the floristic composition of nutrient-poor grasslands in the Swiss Alps. *Biodiversity & Conservation* 18: 547–567.
- PLANTAHOF (2007): Situationsbericht Alpwirtschaft im Kanton Graubünden 2001 – 2005, Amt für Landwirtschaft und Geoinformation, Chur.
- PORNARO, C., M.K. SCHNEIDER und S. Macolino (in Vorb.): Plant species loss due to forest succession in Alpine pastures depends on site condition and observation scale.
- WALTER, T., S. EGGENBERG, Y. GONSETH und F. FIVAZ (2012): Konkrete Umweltziele für die Landwirtschaft: Ist- und Soll-Zustand der Biodiversität im Kulturland. *Hotspot*, 25:12-15.
- WEYERMANN, I., D. KAMPMANN, M. PETER, F. HERZOG und A. LÜSCHER (2006): Bergwiesen haben eine hohe ökologische Qualität. *Agrarforschung* 13(4): 156-161.
- ZIMMERMANN, N.E., F. KIENAST, E. MEIER, T. EDWARDS, I. HELLER-KELLENBERGER, J. BOLLIGER & M. DIPNER (2008): Analyse des Verbuschungsrisikos von TWW-Objekten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Aktuelle Situation, Erhaltung und Entwicklung des Extensivgrünlandes in Südtirol

Giovanni Peratoner^{1*}, Andreas Kasal² und Joachim Mulser³

Einleitung

Südtirol hat einen ausgeprägten Bergcharakter, da sich über 90% der Gesamtfläche auf mehr als 800 m Seehöhe befinden. Die Viehwirtschaft Südtirols ist von einer Vielzahl klein strukturierter Betriebe geprägt: Die vorläufigen Daten der letzten Landwirtschaftszählung weisen, bei über 8.000 Rinder haltenden Betrieben, eine durchschnittliche Betriebsgröße von 16 Rindern pro Betrieb auf (MIOTTI und ANGERER, 2011). Gerade in der Bergregion sind Viehwirtschaft und Futterbau am stärksten vertreten, während in den klimatisch milderen Lagen andere landwirtschaftliche Kulturen (Obst- und Weinbau) nahezu exklusiv sind. Das Grünland nimmt mit etwa 219.000 ha etwa ein Drittel der Provinzfläche ein. Ein Viertel der Grünlandfläche (26,7%) wird als Wiesen und drei Fünftel (61,2%) als Weiden und Almflächen genutzt (MIOTTI und ANGERER, 2011). Laut geo-LAFIS (GIS-basiertes System zur Verwaltung der flächenbezogenen Prämien im Rahmen des Entwicklungsprogramms für den ländlichen Raum) sind sowohl die Wiesen als auch die Almflächen vorwiegend in hochgelegenen Arealen anzutreffen. Unter Extensivgrünland versteht man Nutzungsformen, die einer niedrigen Nutzungsintensität (Schnitthäufigkeit im Fall der Wiesen, Bestoßung im Fall der Almweiden) unterliegen und nur teilweise eine Rückführung der Nährstoffe über die Düngung mit Wirtschaftsdünger erfahren. Diese Flächen weisen oft eine große Artenvielfalt auf, stellen wichtige ökologische Nischen für Flora und Fauna dar und sind ein wesentliches Landschaftselement ökologisch hochwertiger Erholungsräume. Aufgrund der Bedeutung des Extensivgrünlands hinsichtlich der Erhaltung der Artenvielfalt, des traditionellen Landschaftscharakters und seines Beitrags zur Erhöhung der Nutzungstypenvielfalt (PÖTSCH, 2010) stellt sich die Frage, wieviel Extensivgrünland derzeit in Südtirol existiert, welche Entwicklung es in den letzten Jahren erfahren hat sowie welche Aussichten für seine künftige Erhaltung aufgrund der aktuellen sozioökonomischen Situation bestehen, wobei sowohl die Intensivierung dieser Flächen als auch ihre Auffassung als Ursachen für den Verlust des Extensivgrünlands zu betrachten sind (siehe zum Beispiel BASSIGNANA et al., 2003; MARINI et al., 2007; TASSER und TAPPEINER, 2002; TASSER et al., 2007).

Methodik

In diesem Beitrag werden folgende Grünlandflächen als Extensivgrünland betrachtet:

1. **Extensivwiesen**, die seitens der Landesabteilung Natur und Landschaft und der Europäischen Union im Rahmen der Entwicklungsprogramme für den ländlichen Raum gefördert werden (ANONYM, 2011). In Abhängigkeit vor allem vom Feuchtigkeitsangebot und von der Nährstoffversorgung des Bodens, werden folgende Extensivwiesen unterschieden (MULSER, 2004):

- Magerwiesen: Aufgrund fehlender Düngung sind sie auf hochgelegenen, vielfach tiefgründigen Böden entstanden und werden meist nur jedes zweite Jahr gemäht.
- Artenreiche Bergwiesen: Diese spät gemähten und allenfalls mit verrottetem Stallmist gedüngten Wiesen kommen bei besseren Nährstoffverhältnissen und guter Wasserverfügbarkeit vor.
- Streuwiesen: Diese Feuchtfelder kommen auf nassen, von Quell- oder Grundwasser geprägten Böden vor und werden jedes oder jedes zweite Jahr spät gemäht.

Um die zutreffende Einstufung in die jeweilige Prämienkategorie und die Flächenabgrenzung zu gewährleisten, werden die Flächen vor Ort begutachtet. Dabei wird die naturkundliche Beschaffenheit - insbesondere die floristische Zusammensetzung der Wiesen - erfasst. Das Vorhandensein von mehreren charakteristischen Arten sowie das Einhalten von Grenzwerten des Deckungsgrads von Ausschussarten ist für die Einstufung als Extensivwiesen entscheidend (ANONYM, 1995). Bei allen 3 extensiv genutzten Wiesentypen handelt es sich gemäß der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie um Natura-2000-Lebensräume. Die geometrisch abgegrenzten Extensivwiesen werden in einem GIS vom Amt für Landschaftsökologie verwaltet und für den vorliegenden Beitrag herangezogen.

2. Da die **Almflächen** in Südtirol vor allem mit Jungrindern gealpt werden (nur etwa 60 der 1.750 Südtiroler Almen treiben mehr als 15 laktierende Milchkühe auf) und die systematische Düngung nur ausnahmsweise günstigen Flächen in der Nähe der Almgebäude vorenthalten ist,

¹ Land- und Forstwirtschaftliches Versuchszentrum Laimburg, Pfaffen, I-39040 Auer (BZ)

² Amt für Bergwirtschaft, Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Brennerstraße 6, I-39100 Bozen

³ Amt für Landschaftsökologie, Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Rittner Straße 4, I-39100 Bozen

* Ansprechpartner: Dr. Giovanni Peratoner, email: Giovanni.Peratoner@provinz.bz.it

können diese Flächen mit Recht als Extensivgrünland betrachtet werden. Im geo-LAFIS sind diese Flächen genau kartiert, so dass ihr Ausmaß berechnet werden kann. Das Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum sieht einen Beitrag für die Nutzung der Almflächen vor. Ungefähr 70% der Almen suchen um diesen Beitrag an. Ausgenommen sind vor allem kleine private Almen. Der Beitrag ist an einen Richtwert der Bestoßung (bis zu 0,4 GVE/ha) und an eine Alpfungsdauer von mindestens 60 Tagen gebunden. Den Forststationen obliegen die Kontrollen über die Einhaltung dieser Kriterien. Die Entwicklung der beitragsbewilligten GVE ist in den Agrar- und Forstberichten der Autonomen Provinz Bozen gut dokumentiert (ANONYM, 1994-2010). Seit dem Jahr 2009 werden die Kontrollen der Alpfungsprämien seitens der Forststationen in genauerer Form vorgenommen und die Daten bezüglich der tatsächlich gealpten GVE (inklusive der nicht geförderten GVE) werden, nach Forststation aggregiert, statistisch erhoben und aufgezeichnet. Auch dieser Datenbestand wird für den vorliegenden Beitrag herangezogen.

Besonders im Bereich der zweischnittigen Bergwiesen und der Bergmäher besteht in Südtirol ein flächenmäßig starkes Potential für das Vorkommen von Extensivwiesen: etwa 35.000 ha befinden sich zwischen 1.100 und 1.800 m, etwa 6.500 ha liegen über 1.800 m Meereshöhe (PERATONER et al., 2011). Somit kommt ein großer Teil der Dauerwiesen in hochgelegenen Höhenstufen vor, die eine Ertragssteigerung klimatisch nicht erlauben (GUSMEROLI et al., 2005; BORREANI et al., 2005) und bei denen die Mechanisierung von der Hangneigung zunehmend erschwert wird. Das Vorkommen extensiver Nutzungsformen kann tatsächlich zum Teil von den Standortfaktoren Meereshöhe und Hangneigung erklärt werden (NIEDRIST et al., 2009). Aufgrund der Ungewissheit über die reelle Düngungsintensität dieser Flächen müssen sie für die Zwecke des vorliegenden Beitrags allerdings als Grauzone betrachtet werden.

Quantifizierung des vorhandenen Extensivgrünlands in Südtirol

Bereits Ende der 80er Jahre hat die Landesabteilung Natur und Landschaft damit begonnen, die Leistungen der Bauern für die Erhaltung der traditionellen Kulturlandschaft und der biologischen Vielfalt durch Landschaftspflegeprämien abzugelten (MULSER, 2007).

Die in Südtirol geförderten Extensivwiesen konzentrieren sich vielfach auf Grenzertragsstandorte (MULSER, 2004): Diese Randlagen befinden sich meist oberhalb von

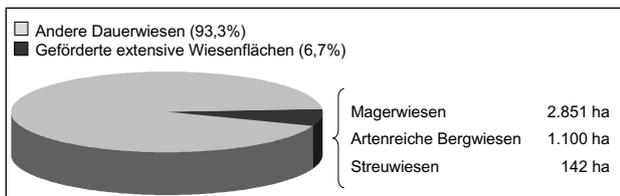


Abbildung 1: Geförderte extensive Wiesenflächen bezogen auf die gesamte Wiesenfläche Südtirols

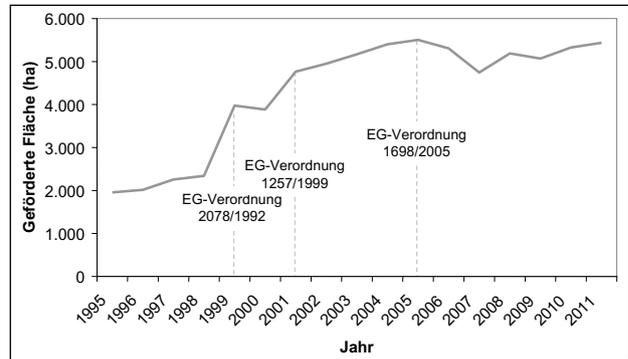


Abbildung 2: Entwicklung der über die Landschaftspflegeprämien geförderten Flächen

1.600 Meter Meereshöhe, sind steil und oft auch schlecht erschlossen.

Insgesamt werden mindestens 6,7% der Dauerwiesen Südtirols extensiv bewirtschaftet und erhalten dafür Landschaftspflegeprämien (Abbildung 1). Ungefähr ein Drittel der geförderten Flächen liegt in Natura-2000-Gebieten.

Der Anstieg der geförderten Flächen in den letzten 12 Jahren (Abbildung 2) lässt auf eine gute Akzeptanz der Förderkategorien schließen. Der steile Anstieg im Jahr 1999 ist darauf zurückzuführen, dass die Landschaftspflegeprämien in den damaligen Ländlichen Entwicklungsplan der Europäischen Union aufgenommen wurden. Seitdem kommen ca. zwei Drittel der Finanzmittel aus dem EU-Haushalt, während das Land das restliche Drittel beisteuert. Wurden die Landschaftspflegeprämien vorher fast ausschließlich für Flächen innerhalb von Naturparks gewährt, konnten sie nun auf das gesamte Landesgebiet ausgedehnt und gleichzeitig um weitere Förderkategorien ergänzt werden (MULSER, 2007).

Die aktuelle Almfläche Südtirols beträgt etwa 150.000 ha. Im Almbereich ist ein deutlich abnehmender Trend der beitragsbewilligten gealpten GVE über einen längeren Zeitraum zu beobachten (Abbildung 3): Seit Mitte der 90er Jahre nahm die Anzahl der bewilligten GVE um etwa 10.000 GVE ab. Die Alpfungskontrollen zeigten hingegen in den letzten vier Jahren keinen deutlich abnehmenden

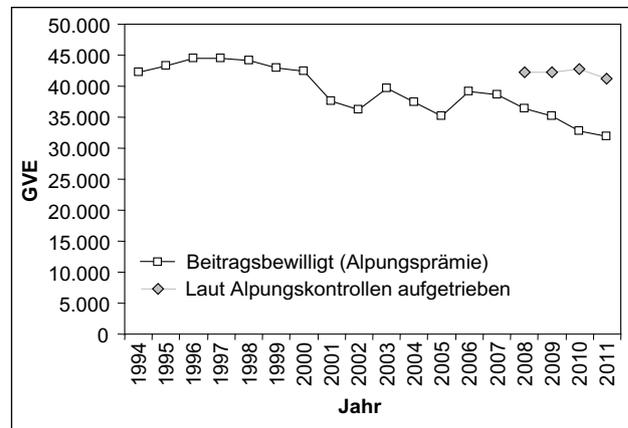


Abbildung 3: Verlauf und Gegenüberstellung der beitragsbewilligten GVE und der gealpten GVE laut Alpfungskontrollen in Südtirol

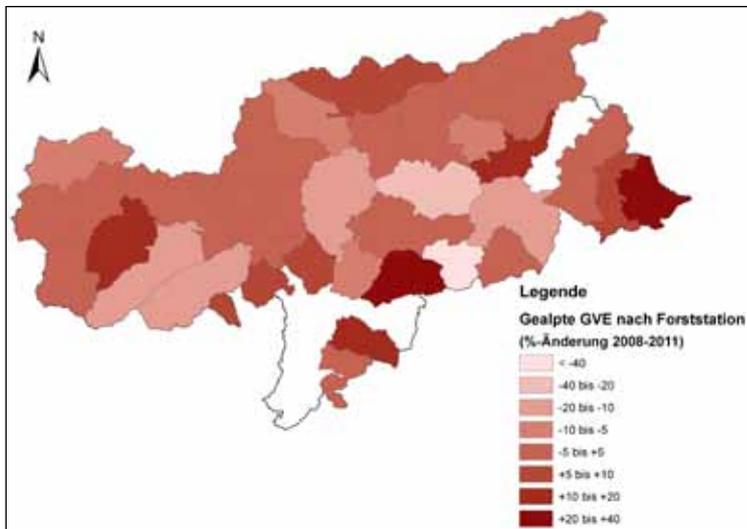


Abbildung 4: Prozentuelle Änderung der gealpten GVE im Zeitraum 2008-2011 laut der Alpungskontrollen in Südtirol

Trend. Das ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass auf einer beträchtlichen Anzahl der Almen mehr als 0,4 GVE/ha aufgetrieben werden. Das deutet auf eine mögliche Konzentration der Tiere in bestimmten Almen und auf eine zunehmende Unternutzung der Almflächen bzw. auf die teilweise Auffassung von Almflächen hin.

Eine räumliche Analyse der Daten der Alpungskontrollen zeigt allerdings, dass auf lokaler Ebene große Unterschiede je nach Teilgebiet vorhanden sind und keine allgemeine Schlussfolgerung möglich ist (Abbildung 4). In einem guten Teil des Gebietes ist die Situation einigermaßen stabil mit Schwankungen der gealpten GVE zwischen -5% und +5%, während in Einzelfällen große Schwankungen sowohl im positiven als auch im negativen Bereich vorhanden sind.

Maßnahmen zur Erhaltung des Extensivgrünlands

Damit die vielfältigen Pflanzengemeinschaften der Dauerwiesen erhalten bleiben, müssen die Flächen standortgemäß und artengerecht genutzt werden: Die Nutzung soll langfristig den Klima-, Boden- und Geländeverhältnissen entsprechen und so die vielfältigen Pflanzen- und Tierarten nachhaltig sichern. Die Landschaftspflegeprämien der Landesabteilung Natur und Landschaft und der Europäischen Union gleichen den Ertragsverlust aus, der den Bauern durch die extensive Bewirtschaftung entsteht. Die gewährten Beiträge ermöglichen den Bauern einen abgestuften Wiesenbau, wobei neben den verschiedenen Intensivflächen in den Gunstlagen auch Flächen in den sogenannten Grenzertragsorten extensiv genutzt werden. Zudem werden mit ihnen auch die Zusatzkosten abgegolten, die sich aus der schwierigeren Bewirtschaftung aufgrund von Steilheit, unregelmäßigem Geländere relief und schlechter Erschließung ergeben. Flächen, die – weil unrentabel – in Gefahr sind, aufgelassen zu werden, können somit weiter bewirtschaftet werden (MULSER, 2004; MULSER, 2007).

Wer in den Genuss einer Landschaftspflegeprämie kommen will, verpflichtet sich, seine Fläche für fünf Jahre so zu bewirtschaften, dass sie ihren ökologischen Wert bezüglich Artenvielfalt beibehält. Im Klartext heißt das, dass auf Meliorationen wie Kulturumwandlungen, Planierungen und Entwässerungen sowie auf eine intensive Bewirtschaftung mit erhöhtem Düngereinsatz verzichtet wird. Diese „Verbesserungsmaßnahmen“ wirken sich nämlich äußerst negativ auf die Artenvielfalt aus.

Was die Erhaltung und Wiederherstellung der Extensivwiesen in den Natura-2000-Gebieten betrifft, ist auch Südtirol gemäß Art. 6, Abs. 1 der FFH-Richtlinie zudem verpflichtet, gezielte Maßnahmen, die rechtlicher, administrativer oder vertraglicher Art sein können, festzulegen. Mit der Ausarbeitung der Natura-2000-Managementpläne wurde der Ist-Zustand der Lebensräume qualitativ und quantitativ erfasst und geeignete Maßnahmen für deren Erhaltung bzw. Wiederherstellung definiert. Die Prämie für die Bewirtschaftung extensiv

genutzter Wiesen innerhalb von Natura-2000-Gebieten ist wesentlich höher als im restlichen Landesgebiet, damit die von den Managementplänen vorgesehenen Maßnahmen bestmöglich umgesetzt werden können, ohne die landwirtschaftlichen Betriebe zu sehr zu belasten.

Im Almenbereich neben den bereits erwähnten Alpungsprämien ist die Almerschließung mit einem befahrbaren Weg für die künftige Bewirtschaftung der Flächen wesentlich. Neben der Unterkunft (Almgebäude) spielt die Möglichkeit, schnell im Tal zu kommen, eine entscheidende Rolle für das Auffinden von Almpersonal. Auch für die Landwirte ist es wichtig, die Tiere schnell und sicher auf die Almen bringen zu können. In Südtirol sind über 80% der Almen durch einen traktor- oder LKW-befahrbaren Weg erschlossen (Tabelle 1). Die übrigen Almen sind vor allem aufgrund von technischen, wirtschaftlichen oder landschaftlichen Gründen nicht mit Wegen erschlossen. Die Diskussion über den Sinn einer Erschließung dieser Flächen sorgt in den Medien immer wieder für Schlagzeilen.

Ausblick

Rationalisierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft haben vor allem in den letzten Jahrzehnten die traditionell bewirtschafteten Wiesen stark zurückgedrängt. Einerseits werden sie besonders in Gunstlagen immer noch durch erhöhten Düngereinsatz, frühzeitigen und häufigen Schnitt in arten- und strukturarme Fettwiesen umgewandelt (MULSER, 2004). Drainagen (Bodenentwässerung) bedeuten das Aus für Feuchtwiesen, Planierungen die Zerstörung

Tabelle 1: Art der Almerschließung in Südtirol

| Erschließungsart | Anzahl | Prozent |
|---------------------------|--------|---------|
| LKW-Weg | 920 | 52,9 |
| Traktorweg | 526 | 30,2 |
| Seilbahn | 8 | 0,5 |
| Materialseilbahn | 33 | 1,9 |
| Keine Erschließung/Fußweg | 252 | 14,5 |

der über Jahrhunderte entstandenen Vegetationsdecke. Auch die häufigsten Ursachen für den heute noch andauernden Schwund von Pflanzen- und Tierarten sind auf die Zerstörung der Lebensräume durch Kulturumwandlungen, Planierungen, Entwässerung der Feuchtlebensräume, usw. und auf die intensive Bewirtschaftung in der Landwirtschaft vor allem mit starkem Düngereinsatz zurückzuführen (ANONYM, 1994; WILHALM und HILPOLD, 2006).

Andererseits besteht gerade heutzutage bei steilen, abgelegenen Hängen aufgrund der unrentablen Bewirtschaftung die Gefahr der Nutzungsauffassung. Die Flächen verstrauchen und werden vom Wald zurückerobert. In der Almwirtschaft werden die bessere Ausnutzung der guten Futterbauflächen und arbeitseinsparende Maßnahmen als Ziele angepeilt. Dies kann mittelfristig mit der Umtriebsweide am Besten verwirklicht werden. Bei gleich bleibenden oder rückläufigen Auftriebszahlen kann aber auch dies zur Verstrauchung bis hin zur Auffassung und Verwaldung weiter Teile entlegener Flächen führen. Sehr viele Projekte zur Weideverbesserung allgemein und Schwendaktionen im Speziellen versuchen jetzt bereits, dieser Tendenz entgegenzuwirken.

Andererseits ist aber auch klar, dass die moderne Almwirtschaft den touristischen Aspekt in den Vordergrund stellt und dass die landwirtschaftliche Nutzung dieser extensiven Flächen oft nur mehr als Unwesentliches angesehen wird. Dies wirft unvermeidlich große Schatten auf der Zukunft der Almwirtschaft nieder. Die Zeiten, in denen gesamte Familien und oftmals ganze Dorfgemeinschaften den Sommer zusammen auf der Alm verbracht haben (INNEREBNER, 1954), erscheinen ungemein fern.

Literatur

- ANONYM (1994). Rote Liste gefährdeter Tierarten Südtirols. Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Bozen.
- ANONYM (1994-2011). Agrar- und Forstberichte. Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Bozen.
- ANONYM (1995). Landschaftspflege in Südtirol. Abteilung für Landschafts- und Naturschutz der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol in Zusammenarbeit mit dem Landesverband für Heimatpflege, Bozen.
- ANONYM (2011). Beschluss der Landesregierung Nr. 1322 vom 06/09/2011. Durchführungsbestimmungen. Maßnahme Nr. 211 „Ausgleichszahlungen für naturbedingte Nachteile zugunsten von Landwirten in Berggebieten“; Maßnahme Nr. 214 „Zahlungen für Agrarumweltprämien“.
- BASSIGNANA, M., BOZZO F., CLEMENTEL F., DELLA MARIANNA G., GUSMEROLI F., KASAL A., LAMESSO M., LIGABUE M., ORLANDI D., PAOLETTI R., PARENTE G., VENERUS S. (2003). Effetti produttivi, ambientali e paesaggistici dell'estensificazione culturale in prati di montagna. Un quinquennio di prove in sette località italiane. Azienda Regionale Veneto Agricoltura, Legnaro.
- BORREANI G., TABACCO E., BLANC P., GUSMEROLI F., DELLA MARIANNA G., PECILE A., KASAL A., STIMPFL E., TARELLO C., ARLIAND. (2005). La qualità del fieno di montagna va migliorata. L'Informatore Agrario 61, 47-52.
- GUSMEROLI, F., CORTI M., ORLANDI D., PASUT D., BASSIGNANA M. (2005). Produzione e prerogative qualitative dei pascoli alpini: riflessi sul comportamento al pascolo e l'ingestione. Aus: ANONYM (Hrsg.): L'alimentazione della vacca da latte al pascolo. Riflessi zootecnici, agro-ambientali e sulla tipicità delle produzioni. Nuove Arti Grafiche, Trento, S. 7-28.
- INNEREBNER G. (1954). Die Seiseralpe. Der Schlern 28, 16-20.
- 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, Ecosystem & Environment 119, 281-288.
- MIOTTI, I. und ANGERER V. (2011). 6. Allgemeine Landwirtschaftszählung 2010. Vorläufige Ergebnisse. Astat Info 36, 1-18.
- MULSER, J. (2004). Wiese ist nicht gleich Wiese. Parks 1 - 2004, Autonome Provinz Bozen-Südtirol (Hrsg.), 16-17.
- MULSER, J. (2007). In die Zukunft investieren. Landschaftspflegeprämien zur Erhaltung der Artenvielfalt unserer Kulturlandschaft. Parks 2 - 2007, Autonome Provinz Bozen-Südtirol (Hrsg.), 4-7.
- NIEDRIST, G., TASSER E., LÜTH C., DALLA VIA J., TAPPEINER U. (2009). Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. Plant Ecology 202, 195-210.
- PERATONER, G., KASAL A., PLITZNER C. (2011). Stima del bilancio foraggero per l'Alto Adige. Aus: Bovolenta S. (Hrsg.): Zootecnia e montagna: quali strategie per il futuro? Quaderno SoZooAlp n. 6, Nuove Arti Grafiche, Trento, S. 111-122.
- PÖTSCH, E.M. (2010). Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im österreichischen Grünland. Aus: Lehr- und Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein (Hrsg.): 16. Alpenländisches Expertenforum. Biodiversität im Grünland. Lehr- und Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein, Irnding, S. 1-10.
- TASSER, E. und TAPPEINER U. (2002). Impact of land use changes on mountain vegetation. Applied Vegetation Science 5, 173-184.
- TASSER, E., WALDE J., TAPPEINER U., TEUTSCH A., NOGGLER W. (2007). Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. Agriculture, Ecosystem & Environment 118, 115-129.
- WILHALM, T., HILPOLD A. (2006). Rote Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen Südtirols. Gredleriana 6, 115-198.

Situation des Extensivgrünlandes in Baden-Württemberg

Melanie Seither^{1*}

Grünland hat mit einem Flächenanteil von knapp 38% an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2011) große Bedeutung in Baden-Württemberg. Grünland stellt nicht nur einen Lebensraum für eine Vielzahl von Pflanzen und Tieren dar und ist als Kulturlandschaft von Bedeutung für die Naherholung, sondern erfüllt auch wichtige ökologische Funktionen (BRIEMLE und ELSÄSSER 1997; ELSÄSSER 2006): als „biologischer Filter“ für Schad- und Nährstoffe trägt es zur Erhaltung der Grundwasserqualität bei (ELSÄSSER 1998; JANKOWSKA-HUFLEJT 2006) und als Kohlenstoffspeicher spielt es eine wichtige Rolle für das Klima (PULLEMAN et al. 2000). Extensivgrünland findet sich vorwiegend in Gebieten, in denen die Standortbedingungen und/oder die strukturellen Rahmenbedingungen die Bewirtschaftung erschweren. In Baden-Württemberg zählt etwa 78% der Grünlandfläche zu diesen „benachteiligten Gebieten“ (MLR 2008).

Der Anteil artenreichen Grünlands am Dauergrünland liegt in Baden-Württemberg durchschnittlich bei etwa 21.4%. Der Flächenanteil schwankt stark je nach Region; besonders hohe Anteile weisen die Naturräume Schwäbische Alb (33%) und das daran angrenzende Keuper-Lias-Land auf (29%); auf Landkreisebene der Zollern-Alb-Kreis mit 65% und Tuttlingen mit 48%, während der Anteil im Westen und Nordwesten (Oberheinebene: 13%, Neckarbecken und Kraichgau: 11%) sowie im Südosten (Donau-Iller-Lechplatten: 6%, Voralpines Moor- und Hügelland: 3%) Baden-Württembergs am geringsten ist (KRISMANN et al. 2006).

Um die Bewirtschaftung von Extensivgrünland zu gewährleisten und die Landwirte für Umweltleistungen im Grünland zu entschädigen, existieren verschiedene Agrarumweltprogramme (*Tabelle 1*):

- Die Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (SchALVO) entschädigt für Auflagen und Einschränkungen bei der Bewirtschaftung von Grünland in Wasserschutzgebieten. Diese werden je nach Nitrat- u. Pflanzenschutzmittel-Belastung in Normal-, Problem- und Sanierungsgebiete eingestuft; diese werden in Zonen (I-III) unterteilt, für die verschiedene Auflagen gelten.
- Die Ausgleichszulage (AZL) dient in Gebieten mit standörtlich bedingt geringer Ertragsfähigkeit zur Sicherung einer standortgerechten, nachhaltigen Landbewirtschaftung und landwirtschaftlichen Erwerbstätigkeit (MLR 2007). Voraussetzung für die Gewährung der AZL ist die landwirtschaftliche Bewirtschaftung von insgesamt mindestens 3 ha Landfläche, wobei Teilflächen ab einer

Mindestgröße von 0,1 ha förderfähig sind. Die AZL wird durch die EU, den Bund sowie das Land Baden-Württemberg finanziert.

- Der Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA III) ist ein Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg, das freiwillige Umweltleistungen zum Erhalt und Schutz von Arten und Lebensräumen sowie zur Pflege von Kultur- und Erholungslandschaften fördert. Mit einer MEKA-Förderung sind gesamtbetriebliche Einschränkungen verbunden; so ist auf der gesamten Grünlandfläche der flächenhafte Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln untersagt.
- Die Landschaftspflegeverordnung (LPR) gewährt Landwirten und anderen Privatpersonen sowie Kommunen (nur in Arten- und Biotop-Schutzgebieten), Verbänden und Vereinen für die Pflege von speziellen Schutz- und Vorranggebieten (Biosphären-, Naturschutz-, Landschaftsschutzgebiete, Naturdenkmale, Natura 2000-Gebiete) sowie für Maschineninvestitionen zur Landschaftspflege Zuwendungen.

In den letzten Jahrzehnten hat die Grünlandfläche in Zusammenhang mit den veränderten Ansprüchen an die Futterqualität des hoch leistenden Milchviehs und entsprechender Abnahme der Milchviehzahlen stark abgenommen (ELSÄSSER 2009); seit 2003 gingen 20.000 ha Dauergrünland, hauptsächlich durch Umwandlung in Ackerland, verloren (AGRARHEUTE 2011). Einem weiteren Verlust wird mit einem Umbruchverbot des Dauergrünlands (mit Wirkung ab 1. Juli 2011) entgegengewirkt; die Umwandlung in Ackerland ist seitdem nur noch in Einzelfällen möglich und bedarf einer Genehmigung. Bis 2015 wird laut Berechnungen durch RÖSCH et al. (2007) 167.000 ha des gesamten Grünlands in Baden-Württemberg nicht mehr für die Tierhaltung benötigt. Während intensiv bewirtschaftetes Grünland zunehmend zur Kofermentation mit anderen Substraten in Biogasanlagen genutzt wird, stellt sich vor allem für Grünland ungünstige Standorte die Frage nach einer alternativen Nutzungsweise: denn aufgrund der schwierigen Bewirtschaftungsmöglichkeiten und den geringen Erträgen sind sie einerseits nicht rentabel zu bewirtschaften (ELSÄSSER 2009), andererseits sind alternative Verwertungsmöglichkeiten der Aufwüchse wie Verbrennung und Mehrkomponentennutzung mit speziellen Anforderungen an das Schnittgut und hohen Kosten verbunden (ELSÄSSER 2003), die – je nach Höhe möglicher Flächenprämien - den Gewinn übersteigen können (RÖSCH et al. 2007).

¹ Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei, Atzenberger Weg 99, D-88326 Aulendorf

* Ansprechpartner: Dr. Melanie Seither, email: melanie.seither@jazbw.bwl.de

Tabelle 1: Bedingungen für die Erteilung unterschiedlicher Ausgleichszahlungen

| | Schalvo | AZL | MEKA | LPR |
|---|---|--|---|--|
| Mindestauszahlungsbetrag | 50 € | 250 € | 250 € | 200 €; Ehrenamtliche: 50 € |
| Maximale Fördersumme pro Betrieb bzw. Kooperation | | 12.000 € bzw. 48.000 € | 40.000 € bzw. 160.000 € | |
| Vertragslaufzeit | | | 5 Jahre | |
| Förderung | <ul style="list-style-type: none"> - Engere Schutzzone II: Staffelung je nach Anteil betroffener Landfläche, < 20%: 10 €/ha; > 50%: 160 €/ha) - Engere und weitere Schutzzone II & III: 165 €/ha (Sanierungsgebiet: + 15 €/ha Sonderausgleich oder Einzelausgleich) | <ul style="list-style-type: none"> Abhängig von - Gebietskategorie - Art der Flächennutzung: für Ackernutzung 50% der Fördersumme für Grünland - durchschnittliche landwirtschaftliche Vergleichszahl der Gemarkung (berücksichtigt Ertragsfähigkeit des Standortes) | <ul style="list-style-type: none"> nach Punktesystem (1Pkt=10 €) entsprechend Mehraufwand bzw. finanziellem Verlust: - extensive Grünlandbewirtschaftung: 50 €/ha - extensive Bewirtschaftung von Dauergrünland: 100 €/ha - Bewirtschaftung von steilem Grünland (ab 25% Hangneigung): 120 €/ha - artenreiches Grünland: 60 €/ha - extensive Nutzung von FFH-Mähwiesen und anderer wertvoller Lebensräume: 150 €/ha. Bei ausschließlichen Messerbalkenschnitt zusätzlich 50 €/ha. | <ul style="list-style-type: none"> förderfähig sind - gewerbliche Aufträge: zu 100% - Pflegemaßnahmen durch Landwirte: bis zu 90% - Zwischenstellen wie Gemeinden, Kommunen und Verbände: bis zu 70% |

Handelt es sich außerdem um besonders geschützte Biotope und Lebensräume wie beispielsweise die Mähwiesen der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH), so ist der Handlungsspielraum der Bewirtschafter weiter eingeschränkt. Diese sind verpflichtet, die FFH-Mähwiesen in ihrem ursprünglichen Erhaltungszustand zu erhalten (Bundesnaturschutzgesetz 2009), hatten aber größtenteils nach der Meldung der FFH-Gebiete 2003 keine Kenntnis darüber, ob sich FFH-Mähwiesen in ihrem Besitz befinden und welche Bewirtschaftungsmaßnahmen hiermit verbunden sind. Auch lagen den Bewirtschaftern keine Informationen über den Erhaltungszustand ihrer FFH-Mähwiesen vor, was bei den betroffenen Landwirten auf Unverständnis stieß. Für die Bewirtschafter wurde daraufhin ein Infoblatt mit Empfehlungen zu geeigneten Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Nutzung (Nutzungsart, -termin, -häufigkeit) und Düngung (Düngerformen und -Ausbringmengen) sowie Hinweise zur Lage der FFH-Wiesen entwickelt (MLR 2010).

Für am besten geeignet zur Erhaltung der Mähwiesen gilt die traditionelle Bewirtschaftungsweise mit gelegentlicher Festmist-Düngung und hauptsächlicher Mähnutzung. Aufgrund der Entwicklungen in der Stallhaltung fällt jedoch zunehmend Gülle anstatt Festmist an, die zunehmend als Substrat für Biogasanlagen genutzt wird. Bislang ist noch unklar, welche Düngermengen den Erhalt der Mähwiesen gewährleisten können und in wieweit und in welchen Mengen Biogas-Gärrest aufgrund des hohen Anteils an schnell verfügbarem Stickstoff zur Düngung der FFH-Mähwiesen geeignet ist. Daher wird bis auf weiteres von Biogas-Gärrest-Düngung abgeraten.

Die relativ niedrigen Düngermengen laut Natura 2000-Merkblatt, die so angesetzt sind, dass sie in den meisten Fällen zur Erhaltung des Zustands der FFH-Mähwiese geeignet sind, werden von den Landwirten häufig als zu gering angesehen. Im Rahmen einer Handreichung zur Bewirtschaftung von FFH-Mähwiesen für die Berater der Unteren Naturschutz- und Landwirtschaftsbehörden, wurde der Rahmen abgesteckt, innerhalb dessen im Einzelfall eine von den Empfehlungen des Merkblatts abweichende Bewirtschaftung möglich ist. Des Weiteren wurde der Zusammenhang von Bewirtschaftungsmaßnahmen, Standort und Pflanzenbestand dargestellt und auf den Umgang mit Gift- (z. B. Herbstzeitlose, Jakobskreuzkraut) und Problemunkräutern (z. B. Klappertopf, Hahnenfußarten), welche die Verwertbarkeit und Qualität der Aufwüchse beeinträchtigen, eingegangen. Bei Massenvorkommen dieser Problempflanzen erschweren jedoch die Restriktionen hinsichtlich der Nutzungstermine eine Bekämpfung.

In Baden-Württemberg (Tabelle 2) sowie Deutschland- und EU-weit wurde der Zustand der FFH-Mähwiesen als ungünstig befunden (SCHRÖDER et al. 2008). Kommt es zum Verlust des FFH-Mähwiesen-Status und kann dem Bewirtschafter eine aktiv herbeigeführte Verschlechterung der Wiese nachgewiesen werden, so droht ihm eine Sanktionierung (nach § 69 Bundesnaturschutzgesetz). Hat die Wiese jedoch entsprechendes Potential, so wird der Bewirtschafter zur Wiederherstellung der FFH-Mähwiese verpflichtet. Methoden und Ergebnisse zur Wiederherstellung von Flachland-Bergmähwiesen finden sich bei SCOTTON et al. (2012).

Tabelle 2: Flächenanteile von Extensivgrünland in Baden-Württemberg und von Mageren Flachland- und Berg-Mähwiesen sowie deren Anteilen in den Erhaltungsstufen A (hervorragende Ausprägung), B (gute Ausprägung) und C (mäßige bis durchschnittliche Ausprägung)

| | Dauergrünland ¹ | Extensivgrünland ² | FFH-Gebiete, terrestrisch ³ | Magere Flachland-Mähwiesen | | Berg-Mähwiesen | | | |
|--------------------|----------------------------|-------------------------------|--|----------------------------|--------|----------------|-----|-------|-----|
| Stand | 2011 | 2005 | 2011 | 2007 | 2007 | | | | |
| ha | 535.700 | 121.003 | 414.422 | 63.390 | 3.985 | | | | |
| Erhaltungszustände | | | | A | B | C | A | B | C |
| ha ⁴ | | | | 2.741 | 16.871 | 3.103 | 114 | 1.370 | 253 |

¹ Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2011)

² basierend auf KRISMANN et al. (2006) und Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2005)

³ BfN (2011)

⁴ FFH-Wiesen nach Gebietsmeldung an die Europäische Kommission 2001/2005, nach TONN (2009)

Für den Erhalt des Extensivgrünlands ist die landwirtschaftliche Bewirtschaftung eine Voraussetzung. Diese Erkenntnis setzt sich vermehrt auch in Naturschutzkreisen durch. Allerdings muss die Bewirtschaftung für die Landwirte ökonomisch tragbar sein. Daher ist die Stärkung oder zumindest die Sicherung der Wirtschaftlichkeit der Grünlandnutzung notwendig (HERRMANN et al. 2011). Die Wege dazu sind allerdings sehr unterschiedlich und im letzten noch nicht geklärt.

Literatur

AGRARHEUTE, 2011: Grünland: Baden-Württemberg plant Umbruchverbot, agrarheute.com (10.05.2012).

BfN, 2011: FFH-Gebiete in Deutschland gemäß Art. 4 Abs. 1 FFH-Richtlinie (92/43/EWG). Stand: 30. September 2011, Bundesamt für Naturschutz (BfN). Abteilung Biotopschutz und Landschaftsökologie, FG II 2.2.

BRIEMLE, G., und ELSÄBER, M., 1997: Die Funktionen von Grünland: Berichte über Landwirtschaft, V. 1, p. 272-290.

BUNDESNATURSCHUTZGESETZ, 2009: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. Verschlechterungsverbot § 33, Abs. 1.

ELSÄBER, M., 1998: Auswirkungen reduzierter Stickstoffdüngung auf Erträge, Futterwert und botanische Zusammensetzung von Dauergrünland sowie Nährstoffverhältnisse im Boden [unpublished Habilitation thesis]: Hohenheim, 177 p.

ELSÄBER, M., 2006: Nichtproduktionsfunktionen von Grünland: Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt, V. 403, p. 81-89.

ELSÄSSER, M., 2003: Möglichkeiten der Verwendung alternativer Verfahren zur Verwertung von Grünlandmähgut: Verbrennen, Vergären, Kompostieren: Berichte über Landwirtschaft, V. 4, p. 512-526.

ELSÄSSER, M., 2009: Die Bedeutung des Grünlandes für Klimaschutz, Artenvielfalt, das Boden- und Klimaschutz: Grünlandgipfel des NABU und anderer Verbände.

HERRMANN, K., ELSÄSSER, M., und JILG, T., 2011: Nachhaltige Milchproduktion in Baden-Württemberg - eine regionale Bewertung im Rahmen des Projektes DAIRYMAN, Arbeitspaket 1, Action 1: Aulendorf, Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild, Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW) - INTERREG-Projekt DAIRYMAN.

HTTP://WWW.STATISTIK-BW.DE/LANDWIRTSCHAFT/LANDESDATEN/LRT0702.ASP, 2005: Landwirtschaft - Landesdaten - Landwirtschaftlich genutzte Fläche in Baden-Württemberg nach Hauptnutzungs- und Kulturarten, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg.

HTTP://WWW.STATISTIK-BW.DE/LANDWIRTSCHAFT/LANDESDATEN/LRT0702.ASP, 2011: Landwirtschaft - Landesdaten - Landwirtschaftlich genutzte Fläche in Baden-Württemberg nach Hauptnutzungs- und Kulturarten, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg.

JANKOWSKA-HUFLEJT, H., 2006: The function of permanent grasslands in water resources protection: Journal of Water and Land Development, V. 10, p. 55-65.

KRISMANN, A., DIETERICH, M., und OPPERMAN, R., 2006: Evaluierung der Förderung ökologisch wertvollen Grünlands in MEKA II - Landesweite Untersuchungen 2002-2005 - Endbericht 2005/2006, Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN, Singen), Institut für Agrarökologie und Biodiversität (IFAB, Mannheim).

MLR, 2007: Verwaltungsvorschrift zur Durchführung der Richtlinie Ausgleichszulage Landwirtschaft, 25-8519.00, p. 1-12.

MLR, 2008: Auf schwierigem Grünland erfolgreich wirtschaften - Praxisbeispiele aus Baden-Württemberg: Stuttgart, Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (MLR), Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf.

MLR, 2010: Infoblatt Natura 2000: Stuttgart, Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. Bearbeitung: Tonn B., Elsaesser M.; Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW).

PULLEMAN, M.M., BOUMA, J., VAN ESSEN, E.A., und MEIJLES, E.W., 2000: Soil organic matter content as a function of different land use history: Soil Science Society of America Journal, V. 64, p. 689-693.

RÖSCH, C., RAAB, K., SKARKA, J., und STELZER, V., 2007: Energie aus dem Grünland – eine nachhaltige Entwicklung?: Karlsruhe, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse.

SCHRÖDER, E., SSYMANK, A., VISCHER-LEOPOLD, M., und ERSFELD, M., 2008: Die Umsetzung der FFH-Richtlinie in der Agrarlandschaft, Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, Springer Berlin / Heidelberg, p. 264-274.

SCOTTON, M., KIRMER, A., und KRAUTZER, B., 2012: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands, Cooperativa Libraria Editrice Università di Padova (CLEUP), Italy, p. 124.

TONN, B., 2009: Problemfall FFH-Wiesen (Vortrag): Aulendorf, Landesarbeitskreis Grünland Baden-Württemberg, Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei (LABZBW).

Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt im Grünland

Andreas Bohner^{1*} und Franz Starlinger²

Zusammenfassung

Die Erhaltung und Förderung der Pflanzenartenvielfalt sind wichtige Ziele des Naturschutzes. Daher wurden im Rahmen dieser 9jährigen Sukzessionsstudie die Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt im montanen Grünland in Abhängigkeit von den Standortbedingungen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Vegetationsentwicklung im brachgefallenen Grünland sehr wesentlich von den lokalen Standortverhältnissen, von der Artenzusammensetzung der Vegetation zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe und von der Wuchsform der dominierenden Arten beeinflusst wird. Insbesondere die Nährstoffverfügbarkeit im Boden dürfte ein wesentlicher Faktor für die Geschwindigkeit und das Ausmaß der Vegetationsveränderungen sein. Auf einer Hangvererbung haben sich aufgrund des nährstoffreicheren Bodens bereits nach 4 Brachejahren die Artenzusammensetzung, Struktur und Physiognomie der Pflanzengesellschaft deutlich verändert; ein starker Wechsel der Artengarnitur ging mit einer floristischen Artenverarmung einher. Auf einem Südhang mit einem vergleichsweise nährstoffärmeren Boden hingegen konnten auch nach 9 Brachejahren nur geringe Vegetationsveränderungen festgestellt werden. Wenn das Ziel die Erhaltung der Pflanzenartenvielfalt ist, dann müssen geeignete Pflegemaßnahmen auf nährstoffreichen Böden in kürzeren Zeitabständen (zumindest alle 3 Jahre) durchgeführt werden als auf nährstoffärmeren Böden (etwa alle 5 bis 10 Jahre).

Schlagwörter: Grünlandbrache, Dauerbeobachtungsflächen, sekundäre Sukzession, Vegetationsveränderungen, Pflegemaßnahmen

Summary

The maintenance of existing phytodiversity is an important nature conservation target. Thus, in this successional study we analysed over a period of 9 years the effects of abandonment on plant species composition and species richness in a montane grassland, depending on local site conditions. Our results show that the vegetation development in abandoned grassland depends largely on local site conditions, species composition at the time of abandonment and growth form of the dominant species. Especially, nutrient availability in the soil seems to be an important factor for the speed and magnitude of vegetation changes. On an abandoned flat site characterized by a nutrient-rich soil, within 4 years, floristic composition, vegetation structure, and physiognomy changed dramatically. A high species turnover and a decline in phytodiversity could be observed. In contrast, on an abandoned slope site with a comparatively nutrient-poor soil we found only minor effects, even after 9 years of abandonment. If the maintenance of existing phytodiversity is a conservation target, suitable management operations have to be carried out at shorter intervals (at least every 3 years) in habitats with nutrient-rich soils compared to nutrient-poor habitats (approximately every 5 to 10 years).

Keywords: grassland abandonment, permanent plots, secondary succession, vegetation changes, management operations

Einleitung

Die Erhaltung und Förderung der Pflanzenartenvielfalt sind wichtige Ziele des Naturschutzes. Um diese Ziele im Grünland zu erreichen, ist eine regelmäßige, standortangepasste Bewirtschaftung notwendig. Aufgrund geänderter sozioökonomischer Rahmenbedingungen werden allerdings Grünlandflächen immer häufiger nicht mehr gemäht oder beweidet. Von der Nutzungsaufgabe betroffen sind vor allem hofferne, schwer erreichbare und/oder aufgrund ungünstiger Boden- und Geländebedingungen schwer zu bewirtschaftende Flächen. Sehr häufig handelt es sich dabei

um naturschutzfachlich wertvolles Extensivgrünland. Wenn die Grünlandflächen nicht mehr bewirtschaftet werden, sind zur Offenhaltung der Kulturlandschaft Pflegemaßnahmen notwendig. Sie sollten vor allem in Gebieten mit einem bereits hohen Waldanteil zur Erhaltung des Landschaftsbildes regelmäßig durchgeführt werden. Die Pflege von Grünlandbrachen durch Mahd mit Abfuhr des Mähgutes ist allerdings arbeits- und kostenaufwendig. Für den Naturschutz und die Landschaftspflege ist es daher besonders wichtig, den Pflegeaufwand gering zu halten, um Kosten zu minimieren. Folglich müssen bei der Durchführung von naturschutzorientierten Pflegemaßnahmen Prioritäten gesetzt werden.

¹ LFZ Raumberg-Gumpenstein, Abteilung für Umweltökologie, A-8952 Irdning

² Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien

* Ansprechpartner: Dr. Andreas Bohner, email: andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at

Die Nutzungsaufgabe im Grünland verursacht Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Vegetation (RUNGE 1969, 1985; KRAUSE 1974; HARD 1975; SCHREIBER 1980, 1987, SCHREIBER und SCHIEFER 1985; DIERSCHKE 1993; DIERSCHKE und BRIEMLE 2002; BOHNER et al. 2006). Sie leitet aufgrund fehlender regelmäßiger Störung durch Mahd oder Beweidung eine sekundäre Sukzession ein, die über mehrere Vegetationsstadien in der Regel zu klimanahen Waldgesellschaften führt (KIENZLE 1979). Die Geschwindigkeit dieser Entwicklung ist unterschiedlich und von zahlreichen Standortfaktoren abhängig. Nach ELLENBERG (1996) ist mit einer Wiederbewaldung brachgefallener Grünlandflächen in der Regel erst nach mehreren Jahrzehnten bis Jahrhunderten zu rechnen. Bis zur Verbuschung kann es wenige Jahre, aber auch viele Jahrzehnte dauern (DIERSCHKE 2006). Eine Gehölzansiedlung erfolgt auf nährstoffarmen Böden rascher als auf nährstoffreichen Böden (SMIT und OLFF 1998). Die Vegetationsveränderungen nach Aufhören der Grünlandbewirtschaftung sind auf trockenen Böden langsamer als auf frischen oder feuchten Böden (PERSSON 1984). Im Allgemeinen bewirkt die Nutzungsaufgabe eine Verminderung der Pflanzenartenvielfalt (WILLEMS 1985; PYKÄLÄ et al. 2005; DIERSCHKE 2006; NIEDRIST et al. 2009; PRÉVOSTO et al. 2011).

Um Prioritäten bei der Durchführung von naturschutzorientierten Pflegemaßnahmen setzen zu können, müssen aus Sicht des Naturschutzes und der Landschaftspflege zunächst einmal folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie lange bleiben Grünlandbrachen in der montanen Höhenstufe artenreich?
- Welchen Einfluss haben die Standortverhältnisse auf die Geschwindigkeit und das Ausmaß der floristischen Artenverarmung?
- Wie lange dauert es, bis im brachgefallenen montanen Grünland eine Verbuschung und Wiederbewaldung eintritt?

Um diese Fragen des praktischen Naturschutzes beantworten zu können, muss die ungestörte Entwicklung von Grünlandbrachen beobachtet werden. Dazu sind langfristige floristische und bodenkundliche Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen notwendig.

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Sukzessionsstudie wurden bereits publiziert (BOHNER und STARLINGER 2011; BOHNER et al. 2012).

Untersuchungsgebiet

Diese Untersuchung wurde am Buchauer Sattel in der Gemeinde Weng im Gesäuse im Bezirk Liezen (Steiermark, Österreich) durchgeführt. Die geographischen Koordinaten lauten 47°37' N und 14°31' E. Die Untersuchungsflächen befinden sich in den Nördlichen Kalkalpen. Dachsteinkalk, Wettersteinkalk und Hauptdolomit sind die dominierenden Gesteinsarten in den Gesäusebergen (FLÜGEL und NEUBAUER 1984). Die Landschaft wurde vom Enns-Gletscher während der Würm-Eiszeit geformt. Daher kommen Moränen und Terrassen häufig vor (van HUSEN 1968). Rendzinen, Kalklehm-Rendzinen und Kalkbraunlehme sind die vorherrschenden terrestrischen Bodentypen.

Klimadaten von den Untersuchungsflächen liegen leider nicht vor. Im nahegelegenen Admont (646 m) betragen im langjährigen Mittel (1971-2000) die Juli-Temperatur +16,3 °C, die Jänner-Temperatur -4,2 °C und die Jahresmitteltemperatur +6,6 °C. Der Jahres-Niederschlag macht im Durchschnitt 1400 mm aus. Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt. Von April bis September fallen etwa 60 % des Jahres-Niederschlags. Der Juli ist im langjährigen Mittel der niederschlagreichste Monat gefolgt vom Juni und August. Im Februar fallen die geringsten Niederschlagsmengen. Die Schneedeckenperiode beträgt im langjährigen Mittel 110 Tage im Jahr (ZAMG 2002). Das Untersuchungsgebiet weist somit ein relativ winterkaltes, sommerkühles, niederschlag- und schneereiches, ozeanisch beeinflusstes Klima auf. Für die Vegetation sind vor allem die niedrigen Lufttemperaturen und die kurze Vegetationsperiode die begrenzenden klimatischen Faktoren. Das vorherrschende Klima begünstigt die Grünlandwirtschaft und Viehzucht. Dauergrünland und Wald bestimmen daher das Landschaftsbild. Goldhaferwiesen (*Trisetum flavescens*) sind in der montanen Höhenstufe auf frischen Standorten die häufigste und am weitesten verbreitete Pflanzengesellschaft im Grünland. Sie werden meist zweimal pro Jahr gemäht und im Herbst häufig nachbeweidet; gedüngt wird regelmäßig mit Wirtschaftsdünger. Fichten-Tannen-Buchenwälder bilden in der montanen Höhenstufe die Klimaxvegetation (KILIAN et al. 1994). Das Untersuchungsgebiet ist repräsentativ für das Grünland im Berggebiet Österreichs.

Material und Methoden

Die Auswirkungen der Nutzungsaufgabe wurden in zwei verschiedenen Biotoptypen untersucht: in einer Weide auf einem steilen, 30° nach Süden geneigten Hang und in einer Mähwiese auf einer Hangverebnung unmittelbar darunter. Die Seehöhe betrug 900 und 890 m. Seit 2001 werden beide Flächen nicht mehr bewirtschaftet. Vor der Nutzungsaufgabe wurde die ungedüngte Weide extensiv mit Schafen beweidet. Die Mähwiese wurde zweimal pro Jahr gemäht und regelmäßig mit Wirtschaftsdünger gedüngt. Seit der Nutzungsaufgabe erfolgt keine Düngung. Zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe war der Pflanzenbestand auf dem Hangstandort den Rotschwingel-Straußgras-Weiden (*Festuca commutatae-Cynosuretum*) und die Vegetation auf der Hangverebnung den Goldhaferwiesen (*Trisetum flavescens*) zuzuordnen. Beide Vegetationstypen sind im österreichischen Berggebiet häufig und weit verbreitet. Die Grünlandbrachen sind eine beliebte Wildäsaungsfläche; sie werden insbesondere von Rehen zur Nahrungsaufnahme aufgesucht. Der brachliegende Hangstandort grenzt im Norden und im Osten an einen Fichten-Tannen-Buchenwald. Die Brache auf der Hangverebnung ist von Grünland umgeben. Allerdings befindet sich in einer Entfernung von 25 m eine Baumgruppe mit zahlreichen Eschen (*Fraxinus excelsior*) und die Distanz zum Waldrand beträgt etwa 50 m.

Um Randeffekte zu vermeiden, wurde im Frühling 2001 eine Dauerbeobachtungsfläche mit 50 m² im Zentrum des jeweiligen Biotoptyps eingerichtet. Die beiden Dauerbeobachtungsflächen waren nach feldbodenkundlichen Kriterien weitgehend homogen und repräsentativ für den jeweiligen

Biotoptyp. Im Zeitraum 2001 bis 2009 wurden alle zwei Jahre Vegetationsaufnahmen nach der Braun-Blanquet-Methode (BRAUN-BLANQUET 1951) durchgeführt. Die Artmächtigkeit wurde allerdings nach einer modifizierten Skala geschätzt. Die Braun-Blanquet-Klassen 1-5 wurden jeweils in drei Subklassen unterteilt (z.B. 1a = 1.0-1.9 % Deckung; 1 = 2.0-3.9 % Deckung; 1b = 4.0-5.0 % Deckung). Der Deckungsgrad der einzelnen Pflanzenarten in den Vegetationstabellen repräsentiert die höchste Deckung im jeweiligen Untersuchungsjahr. Es wurden nur Gefäßpflanzen erhoben. Die Taxonomie und Nomenklatur richteten sich nach FISCHER et al. (2008). Die Zuordnung der Gefäßpflanzenarten zu den Phänophasen erfolgte nach DIERSCHKE (1995). Zur Beurteilung der floristischen Veränderungen wurden folgende Gemeinschaftskoeffizienten berechnet: Beta-turnover nach SHMIDA und WILSON (1985), percentage similarity nach DAHL und HADAC (1949) sowie Soerensen Index nach SOERENSEN (1948).

Für die vegetationsökologische Charakterisierung der Standorte und um das Nährstoffangebot abschätzen zu können, wurden auch Bodenanalysen durchgeführt. In den Jahren 2001, 2005 und 2007 wurden Bodenproben aus dem A-Horizont (0-10 cm Bodentiefe) in Form einer repräsentativen Mischprobe von den Dauerbeobachtungsflächen gezogen. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, homogenisiert und bei 2 mm Maschenweite gesiebt. Die Analysemethoden richteten sich nach der jeweiligen ÖNORM (organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff mittels CNS-Analyser; pH-Wert in einer 0.01 M CaCl₂-Lösung; elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch; austauschbare mineralische Kationenbasen, Kationensäuren und effektive Kationen-Austauschkapazität durch Extraktion mit einer 0.1 M BaCl₂-Lösung; Phosphor und Kalium mit der Calcium-Acetat-Lactat [CAL]-Methode).

Ergebnisse

Boden

Die Böden in den beiden Biotoptypen sind tiefgründige Kalkbraunlehme. Sie haben sich über kalkreichem Moränenmaterial entwickelt. Die Bodenart ist im carbonatfreien, stark humosen A-Horizont lehmiger Schluff. Der Skelettteil (Grobanteil) ist im Oberboden sehr niedrig. Die krümelige und blockig-scharfkantige Struktur im A-Horizont zeigt keine anthropo-zoogene Bodenverdichtung an. Eine Streuauflage (L-Horizont) ist während des gesamten Jahres nur stellenweise vorhanden und lediglich 1 bis 2 mm mächtig. Eine bedeutende Streuakkumulation an der Bodenoberfläche hat somit nach 9 Brachejahren nicht stattgefunden. Beide Kalkbraunlehme sind aufgrund

des kühlen, niederschlag- und schneereichen Klimas krumenpseudovergleyt. Der Bodenwasserhaushalt muss deshalb mit krumenwechselfeucht eingestuft werden. Auf der Hangverebnung sind die Nassphasen länger und die Trockenphasen beträchtlich kürzer als auf dem Südhang. In der *Tabelle 1* sind die ökologisch relevanten bodenchemischen Kennwerte vom A-Horizont (0-10 cm Bodentiefe) zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe angeführt. Die Oberböden befanden sich im Austauscher-Pufferbereich (pH CaCl₂: 5.0-4.2). Die Basen-Sättigung betrug auf der Hangverebnung 93 % und auf dem vergleichsweise stärker versauerten Südhang 75 %. Die Gefahr einer Säuretoxizität für Pflanzenwurzeln kann somit an beiden Standorten ausgeschlossen werden. Auf der Hangverebnung war das C_{org}:N_{tot}-Verhältnis enger als auf dem Südhang, während die elektrische Leitfähigkeit und der CAL-lösliche Phosphorgehalt deutlich höher waren. Bisher konnten durch das Brachfallen noch keine signifikanten Veränderungen bei den untersuchten bodenchemischen Kennwerten festgestellt werden. Daher wurde auf eine detaillierte Darstellung und Interpretation der Daten verzichtet.

Vegetation

Die *Tabellen 2* und *3* zeigen die Vegetationsveränderungen infolge Nutzungsaufgabe auf der Hangverebnung und am Südhang im Zeitraum 2001 bis 2009. Für eine bessere Übersichtlichkeit sind in den Vegetationstabellen nur die Jahre 2001, 2005 und 2009 angeführt. Zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe entsprachen die Artengarnitur und Artenzahlen weitgehend jenen von Wirtschaftswiesen und Magerweiden im Untersuchungsgebiet.

Die untersuchten Biotoptypen reagierten auf die Nutzungsaufgabe sehr unterschiedlich. Auf der Hangverebnung traten in den ersten 4 Brachejahren große Veränderungen hinsichtlich Pflanzenartenzusammensetzung und floristischer Artenvielfalt auf. Danach folgte eine Periode der Stabilisierung. Der Deckungsgrad der Kräuter stieg von 40 % im Jahr 2001 auf 97 % im Jahr 2009. Die Leguminosen sind bereits nach 4 Brachejahren fast vollständig verschwunden, nur *Lathyrus pratensis* und *Vicia cracca* sind mit geringer Individuenzahl im Pflanzenbestand noch vorhanden. Auch die Gräser wurden fast vollständig unterdrückt. Die Gemeinschaftskoeffizienten (Beta-turnover, percentage similarity, Soerensen Index) zeigen einen starken Wechsel der Artengarnitur an (*Tabelle 4*). Der Deckungsgrad von *Chaerophyllum hirsutum* und *Ficaria verna* hat beträchtlich zugenommen. Bereits nach 4 Brachejahren wurde *C. hirsutum* zur dominierenden Art. Dies bewirkte eine deutliche Verminderung des Evenness-Wertes (*Tabelle 4*). Nach der Nutzungsaufgabe nahm die Fläche an offenem Boden

Tabelle 1: Bodenkennwerte zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe (A-Horizont, 0-10 cm Bodentiefe)

| Standort | % C _{org} | % N _{tot} | C _{org} :N _{tot} | CaCl ₂ pH | μS cm ⁻¹ eL | cmol _c kg ⁻¹ KAK _{eff} | % BS | mg kg ⁻¹ P _{CAL} | mg kg ⁻¹ K _{CAL} |
|---------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------|---------------------------|--|---------|---|---|
| Hangverebnung | 4,52 | 0,41 | 11,02 | 4,78 | 57 | 11,6 | 93 | 15 | 48 |
| Südhang | 4,42 | 0,38 | 11,63 | 4,34 | 36 | 9,0 | 75 | 8 | 50 |

eL = elektrische Leitfähigkeit; KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt); BS = Basen-Sättigung (BaCl₂-Extrakt); P_{CAL} und K_{CAL} = CAL-löslicher Phosphor- und Kalium-Gehalt

Tabelle 2: Veränderungen in der Pflanzenartenzusammensetzung infolge Nutzungsaufgabe auf der Hangverebnung im Zeitraum 2001-2009

| | 2001 | 2005 | 2009 |
|---|------|------|------|
| Achillea millefolium agg. | + | + | |
| Aegopodium podagraria | 2a | 1 | 1a |
| Agrostis capillaris | 1a | + | + |
| Agrostis stolonifera | + | | |
| Ajuga reptans | + | + | |
| Alchemilla monticola | 2a | r | r |
| Alopecurus pratensis | 1b | 1 | 1a |
| Anthoxanthum odoratum | 1b | | |
| Astrantia major var. major | 1a | + | + |
| Bellis perennis | + | | |
| Calycocorsus stipitatus | 1 | | |
| Cerastium holosteoides | + | | |
| Chaerophyllum hirsutum | 2b | 5a | 5 |
| Cirsium oleraceum | + | + | 1a |
| Crepis aurea | + | | |
| Crocus albiflorus | | + | |
| Dactylis glomerata ssp. glomerata | 1b | 1 | 1 |
| Elymus repens | + | + | |
| Festuca pratensis | 1 | | |
| Festuca rubra ssp. rubra | 1a | | |
| Ficaria verna | + | 2b | 3a |
| Galeopsis tetrahit | | 1a | 1b |
| Geranium phaeum ssp. phaeum | 1 | 1 | 1 |
| Heracleum sphondylium ssp. sphondylium | + | + | + |
| Holcus mollis | | | 1a |
| Hypericum maculatum | 1a | + | + |
| Lathyrus pratensis | 1a | r | + |
| Leucanthemum ircutianum | + | | |
| Lysimachia nemorum | + | | |
| Lysimachia nummularia | + | | |
| Myosotis sylvatica | 1 | + | 1a |
| Phleum pratense | + | + | |
| Pimpinella major var. major | + | | |
| Plantago lanceolata | + | | |
| Poa trivialis | 2a | + | |
| Primula elatior | + | | |
| Prunella vulgaris | r | | |
| Ranunculus acris ssp. acris | 1 | | |
| Ranunculus repens | 2a | + | + |
| Rumex acetosa | 2a | + | + |
| Rumex obtusifolius ssp. obtusifolius | 1 | + | + |
| Silene dioica | 1a | r | + |
| Taraxacum officinale agg. | 1b | 1 | |
| Trifolium pratense ssp. pratense | + | | |
| Trifolium repens | 2 | | |
| Trisetum flavescens | 2a | | |
| Veronica arvensis | 1a | | |
| Veronica chamaedrys ssp. chamaedrys | 2 | 1b | 1 |
| Veronica serpyllifolia ssp. serpyllifolia | + | | |
| Vicia cracca | 1b | r | + |
| Vicia sepium | 2a | r | |

unterhalb der weitgehend geschlossenen Kälberkropf-Blattschicht von 8 % im Jahr 2001 auf 50 % im Jahr 2009 zu. Die Deckung der Mooschicht betrug im 9. Brachejahr 5-10 %. Die Alpha-Diversität (Artenzahl Gefäßpflanzen pro 50 m² Aufnahmefläche) verminderte sich von ursprünglich 48 Pflanzenarten im Jahr 2001 auf 22 im Jahr 2009. Wenn man die Artenzusammensetzung in den Jahren 2001 und 2009 miteinander vergleicht, sind nur 2 Arten neu aufgetreten (*Galeopsis tetrahit* und *Holcus mollis*), während 28 verschwunden sind. Arten mit abnehmendem Deckungsgrad

und Arten, die aus dem Pflanzenbestand verdrängt wurden, waren hauptsächlich niedrigwüchsige, lichtbedürftige Arten des Wirtschaftsgrünlandes und Obergräser. Dies führte zu einer Veränderung der Struktur und Physiognomie der Pflanzengesellschaft sowie des Vegetationstyps. Die ursprüngliche Goldhaferwiese wurde von einem *C. hirsutum*-Stadium abgelöst. Keimlinge und Jungpflanzen von Bäumen und Sträuchern sind in der Dauerbeobachtungsfläche bisher nicht aufgetreten.

Im Gegensatz dazu waren bisher die Vegetationsveränderungen in der Dauerbeobachtungsfläche auf dem brachliegenden Südhang gering. Während der Untersuchungsperiode stieg der Deckungsgrad der Kräuter von 50 % im Jahr 2001 auf 55 % im Jahr 2009 zu Lasten des Deckungsgrades der Gräser. Die Alpha-Diversität verminderte sich von ursprünglich 73 Pflanzenarten im Jahr 2001 auf 70 im Jahr 2009. Wenn man die Artenzusammensetzung in diesen beiden Jahren miteinander vergleicht, sind 8 Arten neu aufgetreten und 11 verschwunden. Von den Arten, die zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe im Pflanzenbestand bereits vorhanden waren, haben sich vor allem *Clinopodium vulgare*, *Molinia caerulea* und *Prunus spinosa* deutlich ausgebreitet. Die Abundanz und der Deckungsgrad der Gehölzpflanzen (Baumkeimlinge, Sträucher) waren in der Dauerbeobachtungsfläche nach 9 Brachejahren gering. Die vegetative Ausbreitung von *P. spinosa* bewirkte eine Zunahme der strukturellen Diversität. Mittlerweile hat der Schlehdorn eine Höhe von bis zu 1,5 m erreicht. Pflanzensoziologisch hat sich der Bestand in der Dauerbeobachtungsfläche noch nicht geändert. Das gegenwärtige Sukzessionsstadium ist gekennzeichnet durch eine hohe Pflanzenartenvielfalt und Evenness; im Pflanzenbestand fehlen somit dominante Arten. Allerdings muss erwähnt werden, dass mittlerweile der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) am Waldrand einen hohen Deckungsgrad erreicht hat und von dort vegetativ in die Grünlandbrache eindringt. Dies bedeutet eine starke floristische Artenverarmung und eine Veränderung des Vegetationstyps in einem späteren Sukzessionsstadium.

In der Steiermark seltene bzw. gefährdete Gefäßpflanzenarten (Rote Liste-Arten nach ZIMMERMANN et al. 1989) konnten bisher in den beiden Dauerbeobachtungsflächen nicht gefunden werden. Nach der Nutzungsaufgabe sind vor allem in der Region häufige und weit verbreitete Pflanzenarten neu aufgetreten. In den Grünlandbrachen fehlen invasive Neophyten. Folglich geht von ihnen keine Ausbreitungsgefahr in benachbarte Grünlandflächen aus.

Phänophasen

Die Tabelle 5 zeigt die Abfolge von Blühphasen während der Vegetationsperiode in den beiden brachliegenden Pflanzenbeständen. Im derzeitigen Sukzessionsstadium unterscheiden sich die Pflanzengesellschaften deutlich in ihrem jahreszeitlichen Blühverlauf. Auf dem artenreichen Südhang erreichen die Kräuter einen relativ hohen Deckungsgrad von 55 %. Die Phytozönose weist deshalb ein ausgeglichenes und breites Phänospektrum mit großem Blütenangebot vom Frühling bis zum Hochsommer auf. Der blüten- und farbenreiche Pflanzenbestand hat während der gesamten Vegetationsperiode einen hohen ästhetischen Wert. Es gibt auch ein großes Nahrungsangebot für

Tabelle 3: Veränderungen in der Pflanzenartenzusammensetzung infolge Nutzungsaufgabe am Südhang im Zeitraum 2001-2009

| | 2001 | 2005 | 2009 |
|--|------|------|------|
| <i>Acer pseudoplatanus</i> | + | + | + |
| <i>Achillea millefolium</i> agg. | 1a | 2a | 1 |
| <i>Agrimonia eupatoria</i> | | + | + |
| <i>Agrostis capillaris</i> | 2 | 1 | 1b |
| <i>Ajuga reptans</i> | + | + | + |
| <i>Alchemilla monticola</i> | 1a | + | + |
| <i>Anemone nemorosa</i> | + | + | + |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | 1b | 1b | 1 |
| <i>Arabidopsis halleri</i> | + | 1a | 1a |
| <i>Astrantia major</i> var. <i>major</i> | 1 | 2 | 2 |
| <i>Betonica officinalis</i> | 2a | 2b | 2b |
| <i>Briza media</i> | 1b | 2a | 2a |
| <i>Campanula scheuchzeri</i> | + | + | + |
| <i>Carex caryophylla</i> | 1a | 1 | 1a |
| <i>Carex flacca</i> | 1b | 1 | 1 |
| <i>Carex pallescens</i> | 1b | 2 | 1 |
| <i>Carex panicea</i> | 1a | 1a | 1a |
| <i>Carex pilulifera</i> | 1b | 1 | 1a |
| <i>Carex sylvatica</i> | + | + | + |
| <i>Carex umbrosa</i> | + | + | + |
| <i>Carlina acaulis</i> ssp. <i>acaulis</i> | + | r | r |
| <i>Centaurea jacea</i> x <i>C. macroptilon</i> | 2 | 2 | 2 |
| <i>Centaurea macroptilon</i> | + | + | + |
| <i>Cerastium holosteoides</i> | + | + | |
| <i>Clinopodium vulgare</i> | + | 1 | 2 |
| <i>Crataegus monogyna</i> | r | r | r |
| <i>Cruciata laevipes</i> | | + | + |
| <i>Cuscuta epithimum</i> | | + | + |
| <i>Cynosurus cristatus</i> | 1a | + | |
| <i>Dactylis glomerata</i> | + | 1a | 1 |
| <i>Danthonia decumbens</i> ssp. <i>decumbens</i> | 1a | + | + |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | + | + | 1a |
| <i>Euphrasia officinalis</i> ssp. <i>rostkoviana</i> | + | r | |
| <i>Festuca pratensis</i> | + | + | + |
| <i>Festuca rubra</i> ssp. <i>rubra</i> | 2b | 2b | 2b |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | + | + | 1a |
| <i>Galeopsis pubescens</i> ssp. <i>pubescens</i> | | | r |
| <i>Galium album</i> | + | + | + |
| <i>Galium pumilum</i> | + | 1a | 1a |
| <i>Galium verum</i> | + | + | |
| <i>Hieracium laevigatum</i> | | 1a | + |
| <i>Holcus lanatus</i> | | | 1a |
| <i>Holcus mollis</i> | 1b | 1a | 1a |
| <i>Hypericum maculatum</i> | 2a | 2a | + |
| <i>Hypericum perforatum</i> | + | 1a | 1a |
| <i>Knautia arvensis</i> ssp. <i>arvensis</i> | 1a | + | r |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | + | + | + |
| <i>Leontodon hispidus</i> ssp. <i>hispidus</i> | 1b | 1a | |
| <i>Leucanthemum ircutianum</i> | 2a | 1a | + |
| <i>Linum catharticum</i> | + | | |
| <i>Lotus corniculatus</i> | 1 | 1a | + |
| <i>Luzula multiflora</i> | 1b | 1 | 1a |
| <i>Lysimachia nemorum</i> | + | + | 1a |
| <i>Malus sylvestris</i> | | + | + |
| <i>Molinia caerulea</i> | + | 1 | 2a |
| <i>Nardus stricta</i> | 1 | + | + |
| <i>Pimpinella major</i> var. <i>major</i> | + | + | + |
| <i>Pimpinella saxifraga</i> ssp. <i>saxifraga</i> | 1b | + | + |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 1 | + | + |
| <i>Platanthera bifolia</i> | 1 | 1a | |
| <i>Polygala vulgaris</i> ssp. <i>vulgaris</i> | 1b | 1a | r |
| <i>Potentilla erecta</i> | 1 | 1 | 1 |
| <i>Prunella vulgaris</i> | + | + | + |
| <i>Prunus spinosa</i> | 1 | 1 | 2 |

| | | | |
|---|----|----|----|
| <i>Pteridium aquilinum</i> | 2a | 2a | 2 |
| <i>Ranunculus acris</i> ssp. <i>acris</i> | + | + | + |
| <i>Ranunculus nemorosus</i> | 2a | 1 | 1 |
| <i>Rumex acetosa</i> | + | + | + |
| <i>Stellaria graminea</i> | + | 1a | + |
| <i>Thymus pulegioides</i> ssp. <i>pulegioides</i> | 1b | 1b | 1 |
| <i>Tragopogon orientalis</i> | + | + | + |
| <i>Trifolium aureum</i> | + | + | |
| <i>Trifolium medium</i> | 1b | 1b | 2 |
| <i>Trifolium pratense</i> ssp. <i>pratense</i> | 1b | + | |
| <i>Trifolium repens</i> | + | r | |
| <i>Trisetum flavescens</i> | + | + | + |
| <i>Valeriana officinalis</i> | | r | r |
| <i>Veronica chamaedrys</i> ssp. <i>chamaedrys</i> | + | + | + |
| <i>Veronica officinalis</i> | + | + | + |
| <i>Viola hirta</i> | + | 1a | |
| <i>Viola riviniana</i> | + | 1a | 1a |

Tabelle 4: Vegetationsveränderungen infolge Nutzungsaufgabe im Zeitraum 2001-2009

| | Hangverebnung | Südhang |
|----------------------------------|---------------|---------|
| α -Diversität 2001 | 48 | 73 |
| α -Diversität 2009 | 22 | 70 |
| Veränderung α -Diversität | -26 | -3 |
| Anzahl neu aufgetretener Arten | 2 | 8 |
| Anzahl verschwundener Arten | 28 | 11 |
| Evenness 2001 | 84 | 85 |
| Evenness 2009 | 47 | 79 |
| Beta-turnover 2001-2009 | 0,41 | 0,13 |
| Percentage similarity 2001-2009 | 27 | 58 |
| Soerensen Index 2001-2009 | 57 | 87 |

blütenbesuchende Insekten, insbesondere während der Hauptblütezeit im Hochsommer. Durch Nutzungsaufgabe haben sich die jahreszeitlich wechselnden Blühaspekte nur wenig verändert. Die Ansiedelung und Ausbreitung von spätblühenden Saumpflanzen haben dazu geführt, dass das Blütenangebot vor allem im Sommer geringfügig erhöht wurde. Dies bedeutet für blütenbesuchende Insekten eine zeitliche Erweiterung und mengenmäßige Erhöhung ihres Nahrungsspektrums (KRATOCHWIL 1983). Aufgrund der Ausbreitung von *P. spinosa* gibt es auch einen größeren Blütenreichtum im Frühling. Der Schlehdorn bildet in dieser Jahreszeit einen weißen Blühaspekt. Auf der Hangverebnung hingegen hat die Nutzungsaufgabe eine deutliche Veränderung der jahreszeitlich wechselnden Blühaspekte bewirkt. Derzeit wird die artenarme Phytozönose von *C. hirsutum* und *F. verna* dominiert. Das Knöllchen-Scharbockskraut ist am Frühlingsbeginn und der Wimper-Kälberkropf am Frühlingsende ein wichtiger Aspektbildner. Blühende Pflanzen sind vor allem während dieser Zeit vorhanden. Die Blühphasen sind somit – im Vergleich zum Südhang – weniger gleichmäßig über die Vegetationsperiode verteilt. Dies führt zu einem geringeren ästhetischen Wert während des Großteils des Jahres.

Diskussion

Die Nährstoffgehalte im Oberboden der beiden Standorte unterscheiden sich deutlich voneinander. Die Ergebnisse der Bodenanalysen ($C_{org}:N_{tot}$ -Verhältnis, elektrische Leitfähigkeit, CAL-löslicher Phosphor-Gehalt) belegen auf der Hangverebnung einen höheren Nährstoffgehalt

Tabelle 5: Gewichtete Phänospektren (Phänophasen: 1 = Vorfrühling; 2 = Beginn Erstfrühling; 3 = Ende Erstfrühling; 4 = Beginn Vollfrühling; 5 = Ende Vollfrühling; 6 = Beginn Frühsommer; 7 = Ende Frühsommer; 8 = Hochsommer; 9 = Frühherbst; 10 = keine Zuordnung)

| | Phänophasen (%) | | | | | | | | | |
|--------------------|-----------------|----|---|----|----|----|----|----|---|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Hangverebnung 2001 | 0 | 1 | 5 | 15 | 32 | 20 | 18 | 2 | 0 | 7 |
| Hangverebnung 2009 | 0 | 20 | 1 | 3 | 65 | 3 | 2 | 6 | 0 | 0 |
| Südhang 2001 | 0 | 1 | 3 | 14 | 11 | 28 | 8 | 30 | 0 | 5 |
| Südhang 2009 | 0 | 1 | 9 | 8 | 5 | 22 | 15 | 33 | 0 | 7 |

als auf dem Südhang. Das größere Nährstoffangebot resultiert vermutlich aus der ehemaligen Düngung mit Wirtschaftsdüngern. Die geringeren und verzögerten Vegetationsveränderungen auf dem Südhang im Vergleich zur Hangverebnung sind wahrscheinlich das Ergebnis einer unterschiedlichen Nährstoffversorgung im Boden. Auch der geringfügige Unterschied im Bodenwasserhaushalt dürfte von Bedeutung sein, vor allem aufgrund der Tatsache, dass der Bodenwassergehalt die Nährstoffverfügbarkeit im Boden beeinflusst. Allerdings erscheint die Bedeutung von längeren oder kürzeren Trockenperioden wegen des kühlen und niederschlagsreichen Klimas in Kombination mit dem tiefgründigen Braunlehm Boden nicht vorrangig zu sein. Dieser Boden besitzt ein hohes Wasserspeichervermögen. Die Unterschiede in der Bodennährstoffversorgung spiegeln sich auch in der Artenzusammensetzung der Vegetation wider. Während auf der Hangverebnung Zeigerpflanzen für nährstoffarme Böden fehlen, kommen diese auf dem Südhang zahlreich vor.

Wegen des nährstoffärmeren Bodens erreichen Unter- und Mittelgräser mit hauptsächlich vertikal orientierten, schmalen Blättern auf dem Südhang eine deutlich höhere Deckung als auf der Hangverebnung. Dies führt zu besseren Lichtverhältnissen an der Bodenoberfläche. Deswegen können mehr niedrigwüchsige, lichtbedürftige Grünlandarten nach Nutzungsaufgabe überleben. Neu auftretende Arten sind überwiegend Arten, die charakteristisch für Waldränder sind (z.B. *Agrimonia eupatoria*, *Cuscuta epithymum*, *Hieracium laevigatum*). Auf der Hangverebnung hingegen wurden viele lichtbedürftige, niedrigwüchsige Grünlandarten vor allem vom dominierenden Wimper-Kälberkopf verdrängt. Mit seinen breiten und hauptsächlich horizontal orientierten Blättern, die etwa 13-17 cm über der Bodenoberfläche eine dichte Blattschicht bilden, beschattet *C. hirsutum* alle niedrigwüchsigen Arten. Deswegen können auf der Hangverebnung nach der Nutzungsaufgabe nur mehr einige wenige schattentolerante Arten überleben. Lichtkeimer hingegen werden allmählich aus dem Pflanzenbestand verdrängt. Auch der Stumpfbblatt-Ampfer (*Rumex obtusifolius*) ist trotz Samenbildung und genügend offenen Boden bereits nach 4 Brachejahren fast vollständig verschwunden. Der frühblühende Geophyt *F. verna* und der spätblühende Therophyt *G. tetrahit* haben allerdings von der Nutzungsaufgabe profitiert. Sie minimieren die Lichtkonkurrenz mit den sommergrünen Kälberkopf-Pflanzen, indem sie sehr früh bzw. sehr spät ihre Hauptentwicklungsphase haben. Für die dramatische Zunahme der Fläche des offenen Bodens unterhalb der Kälberkopf-Blattschicht dürfte ebenfalls der Lichtmangel an der Bodenoberfläche verantwortlich sein.

Die Ergebnisse dieser Sukzessionsstudie weisen darauf hin, dass eine Nutzungsaufgabe auf krumenwechselfeuchten, nährstoffreichen Grünlandböden die Ausbreitung einiger weniger Kräuter begünstigt. Vor allem Doldenblütler wie beispielsweise *C. hirsutum* werden zu Dominanzbildner. Dies führt innerhalb eines Zeitraumes von weniger als 4 Jahren zu deutlichen Vegetationsveränderungen und zu einer starken Verminderung der Pflanzenartenvielfalt. Danach folgt eine Periode der Stagnation, gekennzeichnet durch ein artenarmes Kräuter-Stadium. Dieses Untersuchungsergebnis stimmt mit jenem von SHUGART und HETT (1973) überein, wonach während der sekundären Sukzession die Geschwindigkeit der Artenverarmung abnimmt.

Bisher konnten auf der Hangverebnung keine Keimlinge und Jungpflanzen von Bäumen und Sträuchern festgestellt werden. Die Gehölzfreiheit kann weder durch einen fehlenden Diasporeneintrag aus der Umgebung noch durch eine dichte und geschlossene Grasnarbe oder große Mengen an Streu und Nekromasse erklärt werden. In Nähe der Dauerbeobachtungsfläche sind zum Beispiel blühreife Eschen vorhanden. Die Blattstreu und Nekromasse von *C. hirsutum* werden rasch abgebaut, es kommt daher zu keiner bedeutenden Streuakkumulation an der Bodenoberfläche. Konkurrenzstarke Kräuter besitzen allerdings die Fähigkeit, eine dichte Blattschicht zu bilden (AL-MUFTI et al. 1977). Obwohl genügend offener Boden unterhalb der Blattschicht von *C. hirsutum* vorhanden ist, werden die Keimung und/oder Entwicklung der Gehölzpflanzen durch Lichtmangel verhindert. Daher hat in der kräuterdominierten Brachfläche eine Verbuschung und Wiederbewaldung noch nicht stattgefunden. Möglicherweise verzögert *C. hirsutum* die Sukzession auch durch Allelopathie. Nach KALIGARIC et al. (2011) neigen einige hochwüchsige Doldenblütler aufgrund ihres allelopathischen Potenzials dazu, in Grünlandbrachen monodominante Pflanzenbestände auszubilden. Sie fungieren damit als „Sukzessionsverzögerer“.

Auf dem Hangstandort waren Sträucher wie *P. spinosa* am Beginn der Sukzession bereits vorhanden. Mittlerweile hat der Schlehdorn insbesondere auf dem Unterhang einen hohen Deckungsgrad erreicht und wandert von dort mit unterirdischen Ausläufern allmählich in die Dauerbeobachtungsfläche ein. Das nächste Sukzessionsstadium in der Dauerbeobachtungsfläche dürfte somit ein Gebüsch-Stadium mit *P. spinosa* sein (Schlehdorn-Gebüsch).

Die Verbuschung der Grünlandbrachen erfolgt mit unterschiedlicher Geschwindigkeit und auf verschiedene Weise (WOLF 1980; KOLLMANN 1992). Die Gehölzansiedlung ist durch ein großes Angebot an keimfähigen Samen allein noch nicht gesichert. Erst günstige Keimungs- und

Entwicklungsbedingungen ermöglichen eine erfolgreiche Ansammlerung der Holzpflanzen (WOLF 1980). In kräuterdominierten Brachflächen ist die Ansiedelung von Gehölzpflanzen durch Samen primär infolge Lichtmangels erschwert, und eine generative Ausbreitung erfolgt sehr langsam. Deswegen kann brachgefallenes Grünland gelegentlich für Jahrzehnte strauch- oder baumfrei bleiben (HARD 1975; PERSSON 1984). Eine Verbuschung tritt rasch ein, wenn Straucharten im Pflanzenbestand zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe bereits vorhanden sind, sich vegetativ vermehren und ausbreiten sowie nicht zu stark unter Wildverbiss leiden.

Unsere Untersuchungsergebnisse weisen darauf hin, dass die Artenzusammensetzung der Vegetation zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe beträchtlich die sekundäre Sukzession bestimmt („initial floristic composition“ gemäß EGLER 1954). Die Untersuchungsergebnisse bestätigen außerdem die „intermediate disturbance hypothesis“ (CONNELL 1978). Demnach führt das Fehlen einer Störung zu einer Verminderung der Pflanzenartenvielfalt. Allerdings zeigen unsere Ergebnisse, dass die Geschwindigkeit und das Ausmaß der floristischen Artenverarmung sehr wesentlich von den abiotischen Standortverhältnissen und von der Brachedauer bestimmt werden. Auch die Wuchsform der dominierenden Arten spielt eine Schlüsselrolle. Auf die Bedeutung der Wuchsform für die Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen hat bereits WILLEMS (1985) hingewiesen.

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse dieser 9jährigen Sukzessionsstudie weisen darauf hin, dass die Nährstoffverfügbarkeit im Boden ein wichtiger Faktor für Vegetationsveränderungen im brachgefallenen montanen Grünland ist. Auf nährstoffreichen Böden sind die Geschwindigkeit und das Ausmaß der floristischen Artenverarmung deutlich größer als auf nährstoffarmen Böden. Folglich müssen, wenn die Pflanzenartenvielfalt erhalten werden soll, geeignete Pflegemaßnahmen auf nährstoffreichen Böden in kürzeren Zeitabständen (zumindest alle 3 Jahre) durchgeführt werden als auf nährstoffarmen Böden (etwa alle 5 bis 10 Jahre).

Dank

Für die Bestimmung kritischer Pflanzenarten danken wir Günter Gottschlich (*Hieracium*), Franz Grims (*Alchemilla*) und Petr Koutecky (*Centaurea*).

Literatur

AL-MUFTI, M.M., C.L. SYDES, S.B. FURNESS, J.P. GRIME and S.R. BAND, 1977: A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 65: 759-791.

BOHNER, A., R. ÖHLINGER und O. TOMANOVA, 2006: Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung und Flächenstilllegung auf Vegetation, Boden, mikrobielle Biomasse und Futterqualität. *Die Bodenkultur* 57: 33-45.

BOHNER, A. and F. STARLINGER, 2011: Effects of abandonment of montane grasslands on plant species composition and species richness – a case study in Styria, Austria. *Grassland Science in Europe* 16: 604-606.

BOHNER, A., F. STARLINGER and P. KOUTECKY, 2012: Vegetation changes in an abandoned montane grassland compared to changes in a habitat with low-intensity grazing – a case study in Styria, Austria. *eco.mont*: im Druck.

BRAUN-BLANQUET, J., 1951: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Auflage. Wien: Springer Verlag, 631 p.

CONNELL, J.H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.

DAHL, E. and E. HADAC, 1949: Homogeneity of plant communities. *Stud. Bot. Chechoslovaca* 10: 159-176.

DIERSCHKE, H., 1993: Sukzession in einem brachliegenden Kalkmagerrasen. Vergleich von Rasterkartierungen 1971-1988. *Fragm. Flor. Geobot. Suppl.* 2: 577-595.

DIERSCHKE, H., 1995: Phänologische und symphänologische Artengruppen von Blütenpflanzen Mitteleuropas. *Tuexenia* 15: 523-560.

DIERSCHKE, H., 2006: Sekundär-progressive Sukzession eines aufgelassenen Kalkmagerrasens – Dauerflächenuntersuchungen 1987 – 2002. *Hercynia N.F.* 39: 223-245.

DIERSCHKE, H. und G. BRIEMLE, 2002: Kulturgrasland. Stuttgart: Ulmer Verlag, 239 p.

EGLER, F.E., 1954: Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.

ELLENBERG, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage, Stuttgart: Ulmer Verlag, 1095 p.

FISCHER, M.A., K. OSWALD und W. ADLER, 2008: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol. 3. Auflage. Linz: Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, 1391 p.

FLÜGEL, H.W. und F. NEUBAUER, 1984: Steiermark: Erläuterungen zur geologischen Karte der Steiermark, 1:200.000. Geologie der österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen. Wien: Geologische Bundesanstalt, 127 p.

HARD, G., 1975: Vegetationsdynamik und Verwaltungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. *Die Erde* 106: 243-276.

HUSEN, D. van, 1968: Ein Beitrag zur Talgeschichte des Ennstales im Quartär. *Mitt. Ges. Geol. Bergbaustud.* 18: 249-286.

KALIGARIC, M., M.H. MEISTER, S. SKORNIK, N. SAJNA, B. KRAMBERGER and H.R. BOLHAR-NORDENKAMPF, 2011: Grassland succession is mediated by umbelliferous colonizers showing allelopathic potential. *Plant Biosystems* 145: 688-698.

KIENZLE, U., 1979: Sukzessionen in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes. *Diss. Univ. Basel*, 104 p.

KILIAN, W., F. MÜLLER und F. STARLINGER, 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Wien: FBVA-Berichte 82, 60 p.

KOLLMANN, J., 1992: Gebüschentwicklung in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls. *Natur und Landschaft* 67: 20-26.

KRATOCHWIL, A., 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines versauerten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl - ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenz-Biotop gefährdeter Tierarten. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 34: 57-108.

KRAUSE, W., 1974: Bestandsveränderungen auf brachliegenden Wiesen. *Das wirtschaftseigene Futter* 20: 51-65.

NIEDRIST, G., E. TASSER, C. LÜTH, J. DALLA VIA and U. TAPPEINER, 2009: Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology* 202: 195-210.

- PERSSON, S., 1984: Vegetation development after the exclusion of grazing cattle in a meadow area in the south of Sweden. *Vegetatio* 55: 65-92.
- PRÉVOSTO, B., L. KUITERS, M. BERNHARDT-RÖMMERMANN, M. DÖLLE, W. SCHMIDT, M. HOFFMANN, J. van UYTVANCK, A. BOHNER, D. KREINER, J. STADLER, S. KLOTZ and R. BRANDL, 2011: Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobot* 46: 303-325.
- PYKÄLÄ, J., M. LUOTO, R.K. HEIKKINEN and T. KONTULA, 2005: Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- RUNGE, F. 1969: Vegetationsänderungen in einer aufgelassenen Wiese. *Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. N.F.* 14: 287-290.
- RUNGE, F., 1985: 21-, 10-, und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn: Schöningh Verlag (Münstersche Geographische Arbeiten 20): 45-49.
- SCHREIBER, K.-F., 1980: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluss verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie VIII*: 185-203.
- SCHREIBER, K.-F. und J. SCHIEFER, 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn: Schöningh Verlag: 111-153.
- SCHREIBER, K.-F., 1987: Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. In: Schubert, R. (Hrsg.): „Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen“. *Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität* 25: 275-284.
- SHMIDA, A. and M.V. WILSON, 1985: Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- SHUGART, H.H. and J.M. HETT, 1973: Succession: similarities of species turnover rates. *Science* 180: 1379-1381.
- SMIT, R. and H. OLFF, 1998: Woody species colonisation in relation to habitat productivity. *Plant Ecology* 139: 203-209.
- SOERENSEN, T.A., 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr. Dansk. Vidensk. Selsk.* 5: 1-34.
- WILLEMS, J.H., 1985: Growth form spectra and species diversity in permanent grassland plots with different management. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn: Schöningh Verlag: 35-43.
- WOLF, G., 1980: Zur Gehölzansiedlung und -ausbreitung auf Brachflächen. *Natur und Landschaft* 55: 375-380.
- ZAMG (Central Institute for Meteorology and Geodynamics), 2002: Klimadaten von Österreich 1971-2000. – http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm.
- ZIMMERMANN, A., G. KNIELY, H. MELZER, W. MAURER und R. HÖLLRIEGL, 1989: Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. Graz: Joanneum-Verein, 302 p.

Maßnahmen zum Erhalt der floristischen Artenvielfalt auf Extensiv-Wiesen im Osten Österreichs: Eine Langzeit- Fallstudie aus dem Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten in Wien

Wolfgang Angeringer^{1*} und Gerhard Karrer²

Zusammenfassung

Extensiv-Grünland im Sinne von traditionell 1- bis 2-mähdigen Wiesen, die nicht oder nur mäßig mit Hofdünger gedüngt werden und sich selbst versamen, nehmen in Österreich immer mehr ab. Die Fettwiesen, welche von Natur aus auf guten Standorten vorkommen, wurden intensiviert, während die Magerwiesen, natürlicherweise auf trockenen und nährstoffarmen Standorten wachsend, immer mehr brachfallen und aufgeforstet werden. Die auf feuchten Böden vorkommenden Streuwiesen schließlich wurden entweder melioriert oder nicht mehr gemäht. Alle 3 Wiesen-Vegetationstypen wurden in einer Feldstudie im Wiener Lainzer Tiergarten 7 Jahre lang in einem Bracheversuch untersucht. Dazu richteten wir auf 17 Wiesen gegen Wildeinfluss umzäunte Dauerbeobachtungsflächen ein, mit den 25 m² großen Behandlungsvarianten jährliche Mahd, Mahd alle 2 Jahre (Wechselbrache) und Brache. Jedes Jahr erhoben wir daraufhin die Deckung der einzelnen Gefäßpflanzenarten. Wie sich zeigte, reagierten die Artenzusammensetzungen der einzelnen Wiesen höchst unterschiedlich auf Verbrachung. Die nährstoffreicheren Fettwiesen sowie die feuchten Streuwiesen verzeichneten die stärksten Veränderungen im Pflanzenbestand (Sukzession) bis hin zu signifikanten Artenabnahmen. Die raschesten Verluste gibt es bei Brachen auf Fettwiesen und Streuwiesen. Die Wechselbrachen zeigen dieselben Trends, allerdings langsamer und ohne signifikante Artabnahmen nach 7 Jahren. Die nährstoffarmen Magerwiesen sind teilweise sehr träge in der Sukzession, Trends sind auch hier deutlich sichtbar. Als Schlussfolgerung können wir festhalten, dass die Wiesen, um sie in ihrem ursprünglichen Zustand zu erhalten, auch weiterhin landwirtschaftlich, d.h. Mahd mit Heugewinnung, genutzt werden müssen. Durch diese Bewirtschaftung sind die sehr artenreichen Pflanzengesellschaften erst entstanden, und jede Änderung führt von Natur aus zu Verschiebungen im Artengefüge, der Sukzession.

Summary

Traditional extensively managed meadows are disappearing due to structural changes in Austrian agriculture. In this study, the structural changes of species-rich hay meadows cut once a year without fertilisation at Vienna's nature conservation area Lainzer Tiergarten were observed for 7 years. Farmers receive subsidies for cutting the fields according to a management plan. Without these grants it would not be affordable for them to farm these low-quality meadows. Therefore, 17 permanent plots were established to investigate the effects of gradually increasing abandonment on the diversity of vascular plants, looking for strategies of managing the fields at lowest expenses. Vegetation releves from consecutive 7 years were analysed in a diploma thesis, and the results regarding changes in species assemblage according to mowing regime are presented. The meadow types 'moist', 'nutrient poor' and 'nutrient rich' were considered. It can be shown that abandonment will lead to a distinct loss in species richness, whereas a treatment with a two-year mowing regime showed trends of qualitative changes in vegetation. In general, there is no alternative to regular mowing to maintain species richness in the investigated area.

¹ Bio Ernte Steiermark, Beratung Grünland, Rinder, Krottendorferstraße 81, A-8052 Graz

² BOKU Wien, Institut für Botanik, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

* Ansprechpartner: DI Wolfgang Angeringer, email: wolfgang.angeringer@ernte.at

Fragestellung und Problemformulierung

Die von Grünlandbewirtschaftung stark geprägte Landwirtschaft Österreichs ist besonders stark vom Strukturwandel der vergangenen Jahrzehnte betroffen. Vielfältigste ökologisch und naturschutzfachlich wertvolle Wiesentypen sind durch Intensivierung in Gunstlagen und Nutzungsaufgabe in benachteiligten Gebieten bedroht. Besonders die Verbrachung spielt eine große Rolle in dieser Entwicklung und führt zu tiefgreifenden Veränderungen in der Vegetation (Sukzession). Um herauszufinden, wie die mannigfaltigen Wiesenökosysteme des Untersuchungsgebietes Lainzer Tiergarten (Wien-Hietzing) in ihrem gegenwärtigen Zustand mit möglichst wenig finanziellem Aufwand erhalten werden können, wurde 1999 das Projekt „Monitoring und Management der Wiesen im stadtnahen Wienerwald“ in Zusammenarbeit zwischen der Stadt Wien (MA 22, MA 49) und der Universität für Bodenkultur Wien (Institut für Botanik, G. KARRER) ins Leben gerufen.

Material und Methoden

Standort

Der etwa 500 ha Wiesen umfassende Lainzer Tiergarten (Abbildung 1) zählt zum Biosphärenreservat Wienerwald und liegt auf 200 bis 500 m Seehöhe größtenteils im geologischen Gebiet der Flyschzone. Die Bodentypen setzen sich hier vor allem aus Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleyen zusammen. Die St. Veiter Klippen bilden zusätzlich eine Mischzone aus kalkigen und sandig-mergeligen Gesteinen, welche mit Vermischungen der Ausgangsgesteine „Pseudogleye aus Flyschmaterial“ bilden können. Das Gebiet liegt an der Schnittstelle von 2 großen Klimaeinflüssen, dem pannonisch beeinflussten Klima im Osten (Messstation Lainzer Tor, MA 45, Hydrografischer Dienst) und etwas mehr ozeanischem Klima im Westen (Messstation Mariabrunn, ZAMG) des Gebietes. Dies trägt auch wesentlich zum Artenreichtum der im Allgemeinen einmal jährlich gemähten und ungedüngten Wienerwald- Wiesen bei. Im Ganzjahres-Vergleich gab es keine deutlichen Unterschiede bezüglich der Durchschnittstemperatur, sehr wohl aber bei den Niederschlagssummen. Als Trockenjahre traten besonders die Jahre



Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes im Osten Wiens



Abbildung 2: Beispiel für die Anlage der Dauerversuchflächen anhand der Scheibenwiese (*Molinietum*), von links oben nach rechts unten: Wechselbrache, Brache, Mahd, Reserve, á 25 m² (Foto: KARRER 2006)

2000-2001 und 2003 hervor, wobei die Niederschläge besonders 2003 im Jahresvergleich etwa die Hälfte von jenen der „normalen“ Jahre ausmachten (z.B. 965 mm 2002 und 470 mm 2003). Die Temperatur war im ersten Trockenjahr 2000 am höchsten. Der Durchschnitt über alle 8 Jahre macht für die Temperatur bei beiden Messstationen 10 °C und für die Niederschlagssummen 746 mm, sowie 694 mm aus (ANGERINGER 2007).

Versuchsdesign

Im Rahmen des Projektes wurden im Jahr 1999 für 5 Wiesentypen (Fettwiesen – *Festuco-Trisetetum*, Streuwiesen – *Molinietum*, Magerwiesen – *Holco-Brometum*, Kelchgraswiese – *Danthonio-Brometum*, Borstgrasrasen – *Nardetum*) 17 Dauerbeobachtungsflächen errichtet (Fett-, Streu- und Magerwiesen mit je fünf Wiederholungen, 2 seltene Typen nur je einmal, Abbildung 1). Die Versuchflächen mussten eingezäunt werden, weil die zahlreichen Wildschweine weitere Versuchsanlagen auf den Flächen zerstört hätten.

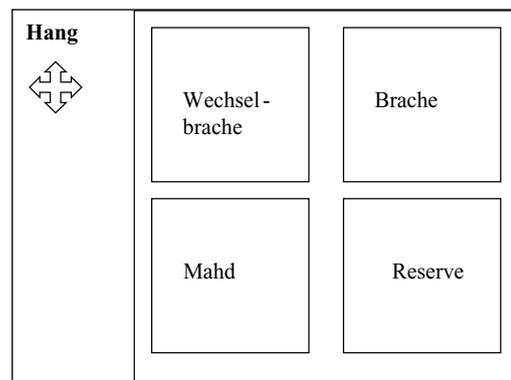


Abbildung 3: Schema der Blockanlage, Einrichtung zum Hang, die Behandlungsvarianten zufällig auf die 4 Positionen von jedem der 17 Zäune (s. Abbildung 1) verteilt

Für die Auswahl der Flächen wurden die Vegetationskartierungen von LEPUTSCH (1997) herangezogen. In jeder beobachteten Fläche wurden die Behandlungsvarianten jährliche Mahd, 2-jährige Mahd (Wechselbrache) und Brache auf 25 m² großen Quadraten (Subplots) eingerichtet (Abbildung 2, 3). Jährlich wurden vor dem Schnittzeitraum lt. Managementplan die Deckungswerte der Gefäßpflanzen (mittels BRAUN-BLANQUET-Codes, Skala erweitert nach KARRER) und damit die Artendichte (=Artenzahl pro 25 m²) sowie die geerntete Trockenmasse auf den gemähten Varianten ermittelt.

Statistik

Die vorliegende Arbeit untersuchte die Veränderungen in der Anzahl der Wiesenpflanzen mittels ANOVA und MANOVA mit Messwiederholung (ENDE 1990, SAS Inc. 1999) sowie die Biomasseverholung in Abhängigkeit von Jahr, Durchschnittstemperatur und Niederschlagssumme mittels multipler Regressionsanalyse (SAS Inc. 1999) von 1999 bis 2006. Außerdem wurde die Veränderung der Pflanzengesellschaften auf den Fettwiesen mit einer Hauptkomponentenanalyse (MCCUNE 2005) analysiert und mittels Biplots als Sukzessionsabfolge dargestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Entwicklung der Artanzahl

Die untersuchten Wiesen des Lainzer Tiergartens sind mit 323 gefundenen Gefäßpflanzen innerhalb der 17 Dauerbeobachtungsflächen außerordentlich artenreiche Systeme. Absoluter Spitzenreiter bei der Artenvielfalt ist die Mittlere Kaltbründlwiese (*Holco-Brometum*) mit 105 Arten auf 25 m² (Mähvariante). Zum Vergleich geben BOHNER & SOBOTIK (2000) im Mittel 43 Arten pro 100 m² für mehrmähdige Goldhaferwiesen (*Cardaminopsido-Trisetetum*) im steirischen Ennstal an. Unter den Wiesenpflanzen des Lainzer Tiergartens befinden sich einige gefährdete bis vom Aussterben bedrohte Spezies (LEPUTSCH 1997).

Viele Brache-Subplots befinden sich nach 8 Jahren noch im Hochstaudenstadium nach DIERSCHKE & BRIEMLE (2002), teilweise ohne Anzeichen auf Gehölzetaulierung (vgl. Abbildung 2). Nicht in allen Wiesentypen konnte eine signifikante Abnahme der Artenzahl bei Nutzungsaufgabe festgestellt werden, jedoch unterscheidet sich die Brache der Fettwiesen und Streuwiesen bereits nach 8 Jahren signifikant von der Mähvariante und Wechselbrache. Die wechsellackenen Magerwiesen erwiesen sich als zu heterogen, um generelle Aussagen treffen zu können, lediglich der Jahreseinfluss ist wie zu erwarten signifikant (Tabelle 1). Bei den Streuwiesen verzeichnete eine Verbrachung teilweise drastische Artenrückgänge und Änderungen im Gefüge, die Brachefläche der Pölzerwiese ist zum Beispiel bereits vollkommen bewaldet (vgl. Abbildung 4), während die restlichen Flächen vom Pfeifengras (*Molinia caerulea* agg.) absolut dominiert sind. Beteiligt an der Gehölzansiedlung sind im Lainzer Tiergarten interessanterweise häufig die Wildobstarten *Malus sylvestris* und *Pyrus pyraeaster*, aber auch *Crataegus monogyna*.



Abbildung 4: Beispiel für unterschiedlich schnelle Sukzessionsabfolge: Auf der Pölzerwiese (*Molinietum*) setzte die flächendeckende Gehölzetaulierung auf der Brache im Gegensatz zur Scheibenwiese (*Molinietum*) frühzeitig ein (Foto: KARRER 2006)

Tabelle 1: ANOVA mit Messwiederholung für die Fettwiesen und Streuwiesen, MANOVA für Magerwiesen; unabhängige Variable Artanzahl; 5 Standorte (Wiesen); Jahr 1999 bis 2007, 3 Behandlungen (Brache, Wechselbrache, jährliche Mahd); * signifikanter Einfluss ($\alpha = 0,05$). (ANGERINGER & KARRER 2007)

| Fettwiesen (<i>Festuco-Trisetetum</i>) | df | F | P > F | G-G |
|--|----|---------------|---------|---------|
| Behandlung (Brachestufen) | 3 | 0,58 | 0,6397 | |
| Standort (Zaunfläche) | 4 | 18,13 | <,0001* | |
| Jahr | 7 | 35,186 | <,0001* | 0,002* |
| Zeit * Behandlung | 21 | 21,582 | 0,001* | 0,017* |
| Streuwiesen (<i>Molinietum</i>) | | | | |
| Behandlung (Brachestufen) | 3 | 3,33 | 0,0566 | |
| Standort | 4 | 51,89 | <,0001* | |
| Jahr | 7 | 26,2 | <,0001* | <,0001* |
| Zeit * Behandlung | 21 | 8,34 | <,0001* | <,0001* |
| Magerwiesen (<i>Holco-Brometum</i>) | | Pillai's spur | | |
| Jahr | 7 | 12,4 | 0,0034* | |
| Zeit * Behandlung | 21 | 1,15 | 0,3719 | |

Die Wechselbrachen (2-jährige Mahd) führen in den ersten 7 Jahren noch auf keiner der untersuchten Flächen zu einem statistisch signifikanten Artenrückgang, obwohl sich das Artengefüge deutlich ändert (ANGERINGER 2007) und die Artendichte tendenziell abnimmt.

Sukzessionstrends

Bei grafischer Darstellung der Hauptkomponentenanalyse kann man klar den Trend der Sukzessionsserien auf den Fettwiesenbrachen erkennen, welche für alle 5 Versuchsflächen des *Festuco-Trisetetum* in eine Richtung zeigen (Abbildung 5).

Es gibt mehrere Sukzessionsmodelle, welche die Entwicklung von Pflanzengesellschaften bei Änderungen von äußeren Einflüssen beschreiben. So stellt GRIME (1979, in: GRIME 2001) in seinem „humped-back“ Modell Diver-

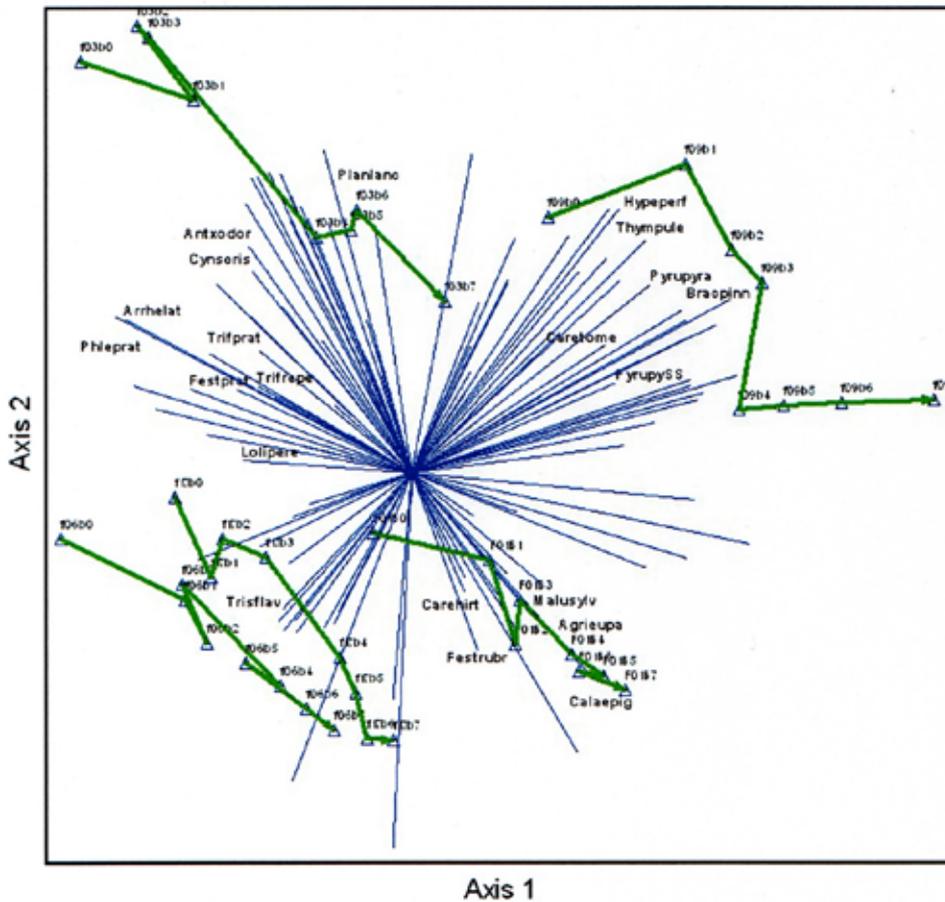


Abbildung 5: Biplot-Darstellung von Achse 1 und 2 der PCA für die 5 Fettwiesen- Brachen (Eigenwert Achse 1 und 2: 33%). Die Pfeile zeigen die Sukzessionsserien an, jede Linie verbindet die Vegetationsaufnahmen jeweils einer Wiese von 1999-2007. Beschriftet sind jene Arten, die als „Brache- und Zaunflüchter“ (ANGERINGER 2007) gelten

sitätskurven in Abhängigkeit von Stress- und Störungsvorgängen vor, wobei er die höchste Diversität bei moderaten Einflüssen (z.B. jährliche Mahd) erwartet. Den Faktor Konkurrenz zwischen den Arten beschreibt HUSTON (1996) in seinem Modell vom dynamischen Gleichgewicht näher. Ausbleibender Einfluss (z.B. Brache bei Wiesen) führt demnach zur Ausbreitung von dominanten Arten, einhergehend mit zunehmender Biomasse-Akkumulation und einer Abnahme der Artendichte. Nach DIERSCHKE & BRIEMLE (2002) durchlaufen Wiesengesellschaften bei Verbrachung 5 Stadien: Degenerationsstadium mit kurzfristigem Einwandern neuer Arten, das Hochstauden-Stadium mit Etablierung dominanter Arten, gefolgt vom Gebüsch-, Vorwald und Waldstadium. Die Brachevarianten der Wiesen des Lainzer Tiergartens entwickeln sich jedenfalls je nach Standort individuell unterschiedlich, wie auch schon SCHREIBER (1997) in den Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg feststellte.

Entwicklung der Biomasse

Eine Aushagerung der geschnittenen Teilflächen durch Abräumen des Mähgutes ohne Düngung konnte nicht beobachtet werden, die Biomasse nimmt in den Fettwiesen

und besonders in allen Wechselbrache-Subplots sogar signifikant zu (Abbildung 6). Verschiedene Untersuchungen legen nahe, extensive und ungedüngte Wiesensysteme bei höherer Diversität eine höhere Produktivität besitzen (HECTOR et al. 1999), wobei die zugrundeliegenden Mechanismen noch unklar sind (TILMAN et al. 1997, HUSTON et al. 2000). Die Analyse der jährlich anfallenden Heumengen zeigte, dass die gut wasserversorgten Streu- und Fettwiesen vergleichsweise zwar artenärmer aber deutlich produktiver als die wechsellrockenen Margerwiesen sind (KARRER 2011). Zudem hält dieser Trend auch über 12 Jahre. Insgesamt betrachtet, kann die natürliche Produktivität der boden- und klimabedingt nährstoffreicheren Systeme einen jährlichen Schnitt bei fehlender Düngung ohne Einbußen vertragen.

Schlussfolgerung

Eine Verbrachung führt je nach Standort und Pflanzengesellschaft mehr oder

weniger schnell zu einer deutlichen Verschiebung im Artengefüge, am deutlichsten bei den Streuwiesen (*Molinie-*

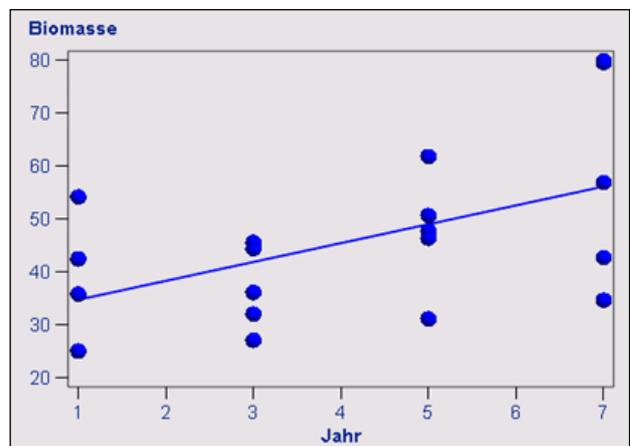


Abbildung 6: Regressionsdiagramm der Biomasseentwicklung (geerntete oberirdische Biomasse in mg/625 cm²) in Abhängigkeit von der Einflussvariable Jahr auf den Wechselbrachen der 5 Fettwiesenflächen (p = 0,023; R² = 0,33, aus ANGERINGER 2007)

tum) und Fettwiesen (*Festuco-Trisetetum*). Die trockenen Magerwiesen (*Holco-Brometum*) reagieren verzögert auf Nutzungsänderungen. Auf den Wechselbrachen (Mahd alle 2 Jahre) kann zwar nach 8 Jahren noch keine signifikante Abnahme der Artendichte beobachtet werden, jedoch ändert sich die Zusammensetzung des Pflanzenbestandes. Die geerntete Biomasse nimmt bei Verbrachung abhängig vom Standort zu. Als Schlussfolgerung kann festgehalten werden, dass vor allem die floristisch und naturschutzfachlich interessanten Flächen unbedingt durch weiteren jährlichen Schnitt und Abräumen des Mähgutes in ihrem wertvollen Zustand zu erhalten sind.

Literatur

- ANGERINGER, W. (2007): Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich bewirtschafteten Wiesen des Lainzer Tiergartens in den Jahren von 1999 bis 2006 - eine statistische und ökomorphologische Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Fettwiesen. Thesis, BOKU Vienna.
- ANGERINGER, W. & KARRER, G., 2007. Preserving species richness in hay meadows of Vienna's nature conservation area Lainzer Tiergarten. *Biocultural Diversity – a global issue. Conference Proceedings*, BOKU, Vienna.
- BOHNER, A. & SOBOTIK, M., 2000: Das Wirtschaftsgrünland im Mittleren Steirischen Ennstal aus vegetationsökologischer Sicht. In: PALME, H. (Eds.): MAB-Forschungsbericht: Landschaft und Landwirtschaft im Wandel. Austrian Academy of Sciences, Proceedings 22-23.09.2000, Vienna.
- BRIEMLE, G. & ELLENBERG, H., 1994: Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen - Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. *Natur und Landschaft* 69/4: 139-147.
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G., 2002: Kulturgrasland - Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Reihe Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- ENDE, C.N., 2001: Repeated-measures Analysis - Growth and Other Time-dependend Measures S.134 - 157. In: SCHEINER, S.M. & GUREVITCH, J. (2001): *Design and Analysis of Ecological Experiments (2.A)*. Oxford University Press.
- GRIME, J.P., 2001: *Plant strategies, vegetation process, and ecosystem properties (2nd Ed.)*. John Wiley & Sons, Ltd., 417 pp.
- HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLIN, C. et al., 1999: Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286: 1123-1127.
- HUSTON, M., 1979: A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113: 81-101.
- HUSTON, M.A., AARSSSEN, L.W., AUSTIN, M.P. et al., 2000: No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science* 289: 1255.
- KARRER, G., 2011: Dynamics of biomass production in extensively managed meadows at the eastern edge of the Alps. In: Pötsch, E., Krautzer, B. & Hopkins, A. (Eds.) "Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions. Gröbming", *Grassland Science in Europe*, 16: 598-600. AREC-Raumberg-Gumpenstein. ISBN 978-3-902559-65-4.
- MCCUNE, B., 2005: *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- LEPUTSCH, S., 1997: Die Wiesen des Lainzer Tiergartens unter besonderer Berücksichtigung der Jagd-Tradition und der Erholungsnutzung. Diplomarbeit BOKU Wien, Institut für Botanik. S. 20ff.
- SCHREIBER, K-F., 1997: Sukzessionen- eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden-Württemberg. Landesanstalt f. Umweltschutz Baden- Württemberg, Karlsruhe.
- TILMAN, D., LEHMAN, C. L., THOMSON, K. T., 1997: Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the Nat. Academy of Sciences of the U.S. (PNAS)* 94: 1857-1861.

Grünlandfauna im Extensiv- und Intensivgrünland

Johann G. Zaller^{1*}

Zusammenfassung

In Österreich wird mehr als die Hälfte der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Grünland bewirtschaftet, wobei das Verhältnis zwischen normal ertragsfähigem Wirtschaftsgrünland und extensivem Grünland in etwa ausgewogen ist. In unserer Kulturlandschaft zählen vor allem extensive Grünlandflächen zu den ökologisch wertvollsten Lebensräumen, da sie eine große pflanzliche und tierische Biodiversität aufweisen. Neben zahlreichen oberirdisch lebenden Tierarten (Insekten, Spinnen, Reptilien, Amphibien, Vögel, Säugetiere) ist das bis zu 100 Tonnen pro Hektar ausmachende Bodenleben (Bakterien, Pilze, Fadenwürmer, Springschwänze, Regenwürmer) für das Funktionieren des Agroökosystems Grünland verantwortlich. Wichtige Ökosystemleistungen von Grünland sind neben der Pflanzenproduktion auch die Speicherung von Kohlenstoff (Klimaschutz) oder die Aufrechterhaltung der genetischen Vielfalt, wenn beispielsweise seltene Haustierrassen gehalten werden. Ein oft vergessener Aspekt ist, dass in unserer Kulturlandschaft Grünländer wichtige Quellhabitate für tierische Antagonisten (Nützlinge) darstellen, die in benachbarten Ackerkulturen auf Beutefang gehen und damit biologische Schädlingskontrolle durchführen. Die Bewirtschaftung von Grünland beeinflusst naturgemäß die dort lebenden Organismen, extensive Grünländer weisen im Allgemeinen eine höhere Biodiversität auf, als intensive Grünländer. Andererseits sind in einer extensiv bewirtschafteten Wiese mehr Arten anzutreffen als in einer extensiven Weide. In den letzten Jahrzehnten sind in Österreich vor allem in Gunstlagen starke Intensivierungstendenzen zu erkennen, mit negativen Konsequenzen für die im Grünland lebenden Organismen und Ökosystemfunktionen. Eine Liste von Empfehlungen zur faunenschonenden Bewirtschaftung von Grünländern am Schluss des Beitrags soll verdeutlichen, dass oft kleine Veränderungen in der Nutzung zu deutlichen Verbesserungen der Lebensbedingungen der Grünlandfauna führen können.

Summary

In Austria more than half of the agricultural area is used as grassland with about equal proportions used either intensively or extensively (low-input). In our cultural landscape, especially low-input grasslands are among the ecologically most important ecosystems, mainly because of their rich floristic and faunistic biodiversity. Besides many aboveground animals (insects, spiders, reptiles, amphibia, birds, mammals), the up to 100 tons per hectare soil organisms (bacteria, fungi, nematodes, collembola, earthworms) are responsible for the functioning of the agroecosystem grassland. Important ecosystem services of grasslands besides primary production are the sequestering of carbon (climate mitigation measure) or the provision of genetical diversity, when rare domestic animals are bred on pastures. An often overlooked aspect is that, in our agricultural landscape, grasslands are important source habitats for faunal antagonists making prey and therefore pest control in nearby arable crops. Naturally, the management of grassland influences organisms living therein, low-input grasslands usually show a higher biodiversity than intensively used grasslands. On the other hand, there are more animals in low-input meadows than in low-input pastures. Over the last decades, there is a clear tendency for more intensive use of grasslands in Austria, with all the detrimental consequences for grassland organisms and ecosystem functions. A list of recommendations for fauna conserving management of grassland at the end of this contribution is intended to show that often small changes in management habits can have great effects for the grassland fauna.

1. Bedeutung des Grünlandes für die österreichische Landwirtschaft

Europaweit (EU-27) werden 33% der landwirtschaftlichen Nutzfläche (57 Mio. ha), österreichweit sogar 54% als Grünland (1,73 Mio ha von insgesamt 3,19 Mio ha landwirtschaftlicher Nutzfläche; BMLFUW 2011) bewirtschaftet. Von der österreichischen Grünlandfläche zählen ca. 48%

zu normal ertragsfähigem Grünland (=Wirtschaftsgrünland: Mähwiese/-weide mit drei und mehr Nutzungen; Feldfutter; Dauerweide), etwa 52% werden extensiv genutzt (Almen und Bergmähder; Mähwiese/-weide mit max. zwei Nutzungen; Hutweiden; Streuwiesen, einmahdige Wiesen und Grünlandbrache). Der Anteil an Bio-Dauergrünland an der gesamten Grünlandfläche beträgt 25,6% (BMLFUW 2011). Obwohl in Österreich noch ein großer Prozentsatz

¹ Universität für Bodenkultur, Institut für Zoologie, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Gregor Mendel Straße 33, A-1180 Wien

* Ansprechpartner: Ass.-Prof. Dr. Johann G. Zaller, email: johann.zaller@boku.ac.at

der Grünlandflächen extensiv bzw. traditionell bewirtschaftet wird, sind in den letzten Jahrzehnten vor allem in Gunstlagen starke Intensivierungstendenzen mit negativen Konsequenzen für im Grünland lebende Organismen und die Ökosystemfunktionen zu beobachten (Wirtschaftsgrünland: 1960-2007: 11% Flächenzuwachs; Extensivgrünland: 1960-2007: 44% Flächenabnahme; BMLFUW 2011). Darüber hinaus hat die Auffassung der Landwirtschaft in Ungunstlagen verstärkt zu einer Aufforstung oder Verbauung ehemaliger Grünlandflächen geführt.

In der europäischen Kulturlandschaft haben Grünlandflächen eine besondere Bedeutung, weswegen eine Reihe von Grünlandtypen in der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates, 1992) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen angeführt sind (<http://eur-lex.europa.eu>).

Im vorliegenden Beitrag wird zunächst das Agroökosystem Grünland mit den darin vorkommenden tierischen Organismen aus ökologischer Sicht skizziert. Danach werden die Auswirkungen der Nutzung auf die Grünlandfauna anhand der vorhandenen Literatur dargestellt. Abschließend werden aus dem vorliegenden Wissen, Empfehlungen für die faunenschonende Bewirtschaftung von Grünländern abgeleitet.

2. Ökosystem Grünland

Die Struktur und Funktionsweise aller Agroökosysteme wird durch Arbeitsleistung aufrechterhalten. In bewirtschafteten Wiesenökosystemen lenkt beispielsweise der Landwirt den Energiefluss in Richtung der Pflanzenfresser, wobei rund 55% der von den Pflanzen produzierten Nahrungsenergie den Nutztieren in Form von Grünfutter und Heu zugeführt wird. Idealerweise sollten die Abfälle der Nutztierhaltung zur Aufrechterhaltung des Energieflusses als Düngung den Ökosystemen wieder zurückgegeben werden. Das System wird dadurch in den Zustand höchster Produktivität gebracht. Gleichzeitig wird eine Sukzession verhindert, die, ohne Bewirtschaftung, an der Stelle von Wiesen und Weiden in unserer gemäßigten Klimazone Wald entstehen ließe.

Ein Grünlandbestand im Querschnitt ähnelt dem Aufbau eines Waldes mit verschiedenen Stockwerken, mit spezifischem Kleinklima und spezialisierten tierischen Bewohnern. Abiotische Faktoren, die für die Grünlandfauna eine Rolle spielen, sind beispielsweise die Strahlung, Temperatur und der Wasserhaushalt. In einer Mähwiese werden ca. 20% der eintreffenden photosynthetisch verwertbaren Strahlung an der Bestandesoberfläche reflektiert, während der größte Teil der Strahlung in der Bestandesschicht mit der dichtesten Belaubung absorbiert wird und nur ca. 5% auf die Bodenoberfläche gelangt. Auch der Temperaturverlauf im Grünlandbestand variiert, z.B. ist die Lufttemperatur an einem heißen Sommertag an der Bestandesoberfläche etwa 6°C höher als im Bestand, sodass im Bestandesinneren ausgeglichene Temperaturen vorherrschen. Von 700 mm Jahresniederschlag gehen im Grünland ca. 62% durch Evapotranspiration verloren, 38% fließen oberflächlich ab oder gelangen ins Grundwasser; ca. 1-2 mm Niederschlag wird vom Bestand zurückgehalten, ehe die Niederschläge überhaupt den Boden erreichen (LARCHER 1994).

3. Grünland als Lebensraum für Tiere

Grünland ist, wie alle Agroökosysteme, aus natürlichen Ökosystemen entstanden. Hinsichtlich des Vegetationstyps, der herrschenden ökologischen Faktoren und der Ernährungs- und Fortpflanzungsbedingungen für Tiere hat Grünland Ähnlichkeiten mit den natürlichen Grasland-Ökosystemen Prärie und Steppe. Grünländer heben sich von anderen Ökosystemen dadurch ab, dass sie trotz relativ einfacher Struktur sehr hohe Artenzahlen aufweisen.

Die Hauptnutzungstypen Mähwiese und Weide haben vielfältige Wirkungen auf die Fauna; detailliert wird darauf im nächsten Kapitel eingegangen. Viele Wiesen und Weiden sind auch unverzichtbarer Lebensraum von existenzgefährdeten wildlebenden Pflanzen- und Tierarten. Dieser Sachverhalt birgt oft auch Konfliktpotential zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. Beachtenswert ist, dass alle diese ökologisch wertvollen Biotope und Lebensgemeinschaften unter einer bestimmten, wirtschaftlich gesehen meist extensiven Nutzungsform entstanden sind und durch jede Änderung der Bewirtschaftung gefährdet sind, sei es durch Aufhören der Nutzung oder durch Intensivierung.

In den folgenden Abschnitten werden wichtige tierische Indikatorgruppen und deren Funktionen im Grünland skizziert.

3.1. Oberirdische Fauna

Die verschiedenen Wiesenstockwerke werden von unterschiedlichen Tieren der Makro- und Mikrofauna und anderen Organismen (Bakterien, Pilze) bewohnt. In der Moos- und Streuschicht leben eine arten- und individuenreiche Gruppe mit teils räuberischer Ernährungsweise, die Würmer und Arthropoden (Springschwänze und Milben) fressen: Laufkäfer, Asseln, Schnecken, Ameisen, Tausendfüßer, Asseln, Wolfspinnen und Kurzflügler. Im ersten und zweiten Stockwerk tummeln sich Heuschrecken, Zikaden, Blattläuse, Marienkäferlarven, netzbauende Spinnen, Schmetterlingsraupen, Blattkäfer und Blattwanzen. Die hochwüchsigen Kräuter werden vor allem von Blütenbesuchern aufgesucht. Hier sieht man Bienen, Hummeln, Schmetterlinge, Fliegen, Schwebfliegen und Blattwanzen. An Pflanzenwurzeln nagen verschiedene Käferlarven, Raupen der Nachtfalter und Larven einiger Fliegen.

Spinnen sind durchwegs räuberisch und tragen zur biologischen Schädlingskontrolle in den Agroökosystemen bei (SYMONDSON et al. 2002). Stark gestörte Habitate wie Intensivgrünländer können relativ rasch durch Spinnen wiederbesiedelt werden, die aus benachbarten Biotopen einwandern (SCHMIDT et al. 2005). In diesem Zusammenhang spielt die Landschaftsstruktur mit ungestörten Flächen (Wegränder, unbewirtschaftete Trockenrasen) eine große Rolle als Quellhabitat für die Wiederbesiedelung (BATARY et al. 2012).

Schnecken sind empfindlich gegenüber Landnutzungsänderungen sowohl bezüglich Extensivierung (CREMENE et al. 2005) als auch Intensivierung (BOSCHI und BAUR 2007) und deshalb gute Indikatoren für den Zustand der Agrobiodiversität. In milden, regenreichen Jahren kann eine Massenvermehrung von Ackernacktschnecken im Grünland eintreten und benachbarte Ackerkulturen (Raps) befallen.

Für Blindschleiche und Zauneidechse, die zu den Reptilien gehören, können Wiesen ein wichtiger Teillebensraum sein, vorausgesetzt, sie sind mit anderen Lebensräumen vernetzt.

Heuschrecken (Artenzahlen differieren regional sehr stark zwischen 0-25 pro Hektar) sind gute Indikatoren für die Beurteilung der Bewirtschaftungsintensität, da sie sehr sensitiv gegenüber der Intensität landwirtschaftlicher Nutzung, z.B. Anzahl an Schnitten pro Jahr und Beweidung sind (HUMBERT et al. 2010a); generell beherbergen extensiv bewirtschaftete Grünländer mehr Heuschrecken-Arten als intensiv bewirtschaftete.

Wirbeltiere: Nach dem Wohn- und Nahrungsraum können Waldtiere, Bewohner offener Flächen sowie Durchzügler und Gäste unterschieden werden. *Waldtiere* finden in Wirtschaftswäldern, Feldgehölzen, Hecken geeignete Brut- und Wohnbedingungen und nutzen zur Nahrungssuche das Grünland. Dies gilt für einige Greifvögel, Eulen, Tauben, Krähen und Singvögel, für Fledermäuse, Igel, Raubsäuger, Fuchs, Wildschwein und Hirschwild. Die *Bewohner offener Flächen* verbringen die meisten Lebensabschnitte im Grünland. Dazu zählen Vögel (einige Weihen, Hühnervögel, Großtrappe, Wiesenralle, Kiebitz, Sumpfohreule, Singvögel wie Feldlerche, Wiesenpieper, Braunkehlchen), aber auch Hasen und Nager (z.B. Feldmaus, Ziesel, Wiesel). *Durchzügler und Gäste* halten sich zur Zugzeit oder im Winter zur Nahrungssuche im Grünland auf (z.B. Wildgänse, Singvögel).

3.2. Bodenfauna

Generell fördert die fehlende Bodenbearbeitung auf Dauergrünland die Ausbildung eines reichhaltigen Bodenlebens; Grünlandböden beherbergen deshalb wesentlich mehr Bodenorganismen als Ackerböden. Im Durchschnitt kann man in Mitteleuropa pro Quadratmeter Grünlandboden mit folgenden Abundanzen rechnen (JEFFERY et al. 2010): Microfauna (1-100µm) - 3.000-13.000 Individuen Fadenwürmer (Nematoden, bis zu hundert Arten); Mesofauna (100 µm-2mm) - Tardigrada, Springschwänze (1.500-33.000 Ind., 17-38 Arten), Milben (1.000-5.000 Ind., 3-10 Arten), Enchytraeiden (2.000-30.000 Ind., 3-22 Arten); Macro/Megafauna (> 2 mm) – Regenwürmer (20-500 Ind., 1-7 Arten), Ameisen, Asseln, Hundertfüßer (zusammen einige 100 Ind., >10 Arten). Zusammen mit Bakterien und Pilzen ergibt dies pro Hektar ca. 100 Tonnen lebender Biomasse im Boden von Grünländern. Umgerechnet auf Bestockungsdichte würde das ca. 2.000 Schafe pro Hektar ergeben, normale Bestockungsdichten bei Schafen liegen üblicherweise bei 10 Schafen pro Hektar.

Eine nach Arten- und Individuenzahl besonders reichhaltige im Grünland vertretene Tiergruppe sind die Nematoden (Fadenwürmer). Es kommen verschiedene Ernährungstypen vor: räuberische Arten und Zooparasiten, Saprotrophe, Bakterien- und Pilzfresser sowie Phytoparasiten, die für die Landwirtschaft von großer Wichtigkeit sind (Kartoffelälchen, Rübenälchen, Haferälchen, Wurzelgallälchen, Stängelälchen, Getreidewurzelälchen).

Springschwänze und Milben sind kleine Arthropoden, die das luftgefüllte Lückensystem des obersten Bodens bewohnen. Springschwänze ernähren sich von Mikroben

und Pilzen und beteiligen sich zusammen mit Hornmilben am Abbau organischer Substanzen. Beide Gruppen stellen wichtige Indikatoren für die landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise (Düngung, chemischer Pflanzenschutz, Bodenbearbeitung) dar.

Regenwürmer stellen mit einer Lebendmasse von 1000-4000 kg/ha ca. 2/3 der tierischen Biomasse im Grünlandboden. In guten Grünlandböden mit optimalen Bedingungen können mehrere Hundert Regenwurmgänge/m² gezählt werden (CURRY 1994). Durch die Produktion von bis zu 45 Tonnen ha⁻¹ Jahr⁻¹ an nährstoffreichen Regenwurmhäufchen (EDWARDS et al. 1995) und bis zu 8900 km ha⁻¹ Regenwurmrohren (KRETZSCHMAR 1982) spielen sie eine sehr wichtige Rolle für den Nährstoffkreislauf und die Bodenstruktur von Grünländern (LEE 1985). Bekannte Mechanismen, wie Regenwürmer den Boden von Grünländern beeinflussen können, sind erhöhte mikrobielle Aktivität in Regenwurmhäufchen (AIRA et al. 2009) und in den Regenwurmhängen (TIUNOV et al. 2001), erhöhte Raten des Einbaus von Pflanzenstreu von der Bodenoberfläche (BOHLEN et al. 1997) und Veränderungen in der Bodenstruktur durch Erhöhung der Porosität, Durchlüftung, Wasserdynamik und Strukturstabilität (ZHANG und SCHRADER 1993). Die Aktivität von Regenwürmern im Boden führt zu höherer Mobilisierung und Kreislauf von Bodennährstoffen (SCHMIDT und CURRY 1999). Dies führt oft auch zu einer erhöhten Aufnahme von Pflanzennährstoffen und Pflanzenwachstum (SCHEU 2003, ZALLER und ARNONE 1999b; EISENHAUER et al. 2009). Die Abnahme der Pflanzenvielfalt in einem Grasland bewirkt auch eine Abnahme der Anzahl und Biomasse an Regenwürmern (ZALLER und ARNONE 1999a). Regenwürmer als wichtige Ökosystem-Ingenieure können andererseits aber auch die Pflanzendiversität von Grünländern beeinflussen, indem Pflanzensamen aus tieferen Bodenschichten an die Oberfläche befördert werden (ZALLER und SAXLER 2007) bzw. Pflanzensamen von der Bodenoberfläche in tiefere Bodenschichten transportiert werden (ZALLER et al. 2011). Je höher die Pflanzendichte und Pflanzendiversität, desto geringer die Nitratauswaschung aus den Ökosystemen (ZALLER et al. 2011). Die Regenwurmtätigkeit im Grünland kann auch die Wasseraufnahmerate bei Starkregenereignissen steigern (ZALLER et al. 2011).

4. Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Grünlandfauna

Das floristische und faunistische Arteninventar eines Grünlandbestandes ist das Spiegelbild seiner Bewirtschaftung und des jeweiligen Standortes.

Was die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf Grünlandfauna betrifft, stammen die meisten Untersuchungen aus Wiesensystemen. Wird eine Wiese gemäht, bedeutet das einen plötzlichen und einschneidenden Eingriff, die Temperatur und Strahlung auf der Bodenoberfläche steigt. Wird Grünland beweidet, wird, anders als bei der Mahd, die Vegetation nicht schlagartig entfernt. Insgesamt ist der Artenreichtum auf extensiven Wiesen trotzdem höher als auf extensiven Weiden.

4.1. Mähwiesen

Mähwiesen sind durch die einmal oder mehrmals im Jahr erfolgende Mahd geprägt, die eine ökologische Schranke für viele Arten darstellt. Entscheidend ist dabei der Zeitpunkt der Mahd und die Mäh- und Erntetechnik. Gefördert werden in der Mähwiese alle Pflanzen, deren Vermehrungszyklus nicht durch den Schnitt gestört wird (z.B. Löwenzahn). Von den tierischen Organismen sind alle Arten benachteiligt, die sich von Pflanzen ernähren und ihren Lebenszyklus bis zur Mahd noch nicht abgeschlossen haben (z.B. Insektenlarven, Bestäuber). Den zum Zeitpunkt der Wiesenbewirtschaftung in der Wiese lebenden Tieren drohen Verletzungen, das Abführen und der Tod durch die direkte Einwirkung der Erntegeräte und Maschinen. Die Mahd trifft viele Pflanzen vor ihrer Blüte- und Reifezeit. Ausgeschaltet oder benachteiligt werden dadurch vornehmlich etliche Kleintiere, die in oder an Blüten und Samen leben oder sich in Stängeln entwickeln. Für Bewohner mit gutem Ausbreitungsvermögen ist es günstig, wenn nicht alle Wiesen in einem größeren Areal gleichzeitig gemäht werden, damit sie ausweichen können. Ungeklärt ist die Frage, inwieweit sich die Tendenz zur Vergrößerung der Grünlandschläge auswirkt, weil damit größere Grünlandflächen einheitlich und synchron bearbeitet werden.

Die durch verschiedene Mähtechniken bedingten Sterberaten sind sehr unterschiedlich. Neuere Studien haben ergeben, dass sowohl die Mähtechnik als auch das alleinige Befahren mit dem Traktor einen wesentlichen Anteil an der negativen Wirkung hat (HUMBERT et al. 2009). Die auf die Mahd folgenden Ernteschritte bewirken zusammen eine zusätzliche, mindestens so große Sterberate wie die Mahd (HUMBERT et al. 2010b). Während Insekten offenbar nicht stark durch die Schnitthöhe beeinflusst sind, wurden größere Tiere wie beispielsweise Amphibien bei tieferen Schnitthöhen deutlich häufiger verletzt und getötet als bei höheren (OPPERMANN et al. 2000, OPPERMANN 2007).

Seit mehreren Jahrzehnten gut dokumentiert ist die Zerstörung der Nester von bodenbrütenden Vögeln mit Sterberate von oft über 50% bei den Nestlingen (VICKERY et al. 2001). Die meisten bodenbrütenden Singvögel (Braunkehlchen, Wiesenpieper, Feldlerche) haben ebenso wie Kiebitz und Bekassine im Regelfall beim ersten Heuschnitt die Jungen flügge, während früherer Silageschnitt existenzgefährdend ist. Die Zeitdauer zwischen zwei Schnitten in der Brutsaison ist entscheidend für den Nesterfolg von Bodenbrütern. Für eine erfolgreiche Brut von Feldlerchen wird ein Mähintervall von mindestens 7 Wochen empfohlen, eine Anpassung der Mahd bei Gras-Luzerne-Brachen nach diesen Angaben hat keine signifikanten Auswirkungen auf die Produktivität der Grünlandbestände (FUCHS und SAACKE 2006).

Über die Auswirkungen auf Reptilien oder Säugetieren sind keine verlässlichen Zahlen bekannt.

HUMBERT et al. 2009 fassen die unterschiedliche Wirkung von Mäh- und Erntetechniken auf wirbellose Tiere zusammen. Am besten untersucht sind die Wirkungen auf Heuschrecken wobei kleinere Heuschrecken (<11 mm) deutlich weniger geschädigt wurden als größere (>20 mm; HUMBERT et al. 2010a). Neuere Ergebnisse zeigten eine

fast vollständige Reduktion der Heuschreckendichten durch die Mahd (HUMBERT et al. 2010a). Die Mahd in einem blühenden Phaceliafeld und zwei Weisskleeefeldern führte bei Honigbienen zu einer Sterberate von bis zu 62% (FRICK und FLURI 2001). Bei Kohlweisslingsraupen ergaben sich Reduktionen der Populationen um fast 50% (HUMBERT et al. 2010b). Zur Wirkung der Mahd- und Erntetechnik wurde folgende Reihenfolge bezüglich der negativen Wirkung ermittelt (HUMBERT et al. 2009): Trommelmäher mit Aufbereiter > Zweiachser mit Trommelmäher > Trommelmäher, Scheibenmäher oder Traktor-Balkenmäher > Hand-Motorbalkenmäher.

Generell ist festzuhalten, dass selten mehr als zwei oder drei Mähtechniken miteinander verglichen wurden (aber siehe HUMBERT et al. 2009; HUMBERT et al. 2010a; HUMBERT et al. 2010b). Die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse ist zudem beschränkt, da naturräumliche oder meteorologische Gegebenheiten große Einflüsse auf die Artenzusammensetzung und somit die Bewirtschaftungseinflüsse haben können.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Anzahl der jährlichen Nutzungen eine der wesentlichsten Einflussgrößen auf die pflanzliche und tierische Vielfalt einer Wiese darstellt; ihre Artenvielfalt sinkt mit der Nutzungshäufigkeit (MACK et al. 2008). Die Sterberaten der einzelnen Tierarten steigen mit der Körpergröße, mit der Empfindlichkeit des Körpers und sinken mit zunehmender Mobilität. Kleine Tiere sterben weniger als große, weiche häufiger als harte und flinke weniger als wenig mobile Tiere (HUMBERT et al. 2009).

4.2. Viehweiden

Durch die Beweidung werden mehr (Rinder) oder weniger (Schafe, Ziegen) selektiv Pflanzenarten geschädigt bzw. entfernt, nur solche Arten überdauern, die zur Regeneration fähig sind. Gefördert werden aber Pflanzenarten, die das Vieh verschmäht (z.B. Ampfer, Almrösen, Weißer Germer, Adlerfarn). Tiere, die von diesen Pflanzen abhängig sind, werden gefördert. Weitere Effekte der Beweidung sind die Zertrampfung von tierischen Organismen bzw. deren Gelege, die Bodenverdichtung bzw. Exkremate von Weidetieren, die aber auch wieder Habitate für koprophage Organismen darstellen.

Während die Effekte der Beweidung auf Nährstoffkreisläufe (HAYNES und WILLIAMS 1993) oder Problemkräuter (z.B. Ampfer; ZALLER 2006) relativ gut untersucht sind, ist der Effekt der Beweidung auf die Fauna zumindestens für die gemäßigte Klimazone weniger gut dokumentiert. Beweidung wirkt sich nicht nur auf die oberirdisch lebenden Tiere, sondern auch auf Bodentiere (Edaphon) aus. Feldmäuse und Larven von Bodeninsekten werden beeinträchtigt. Kleinarthropoden nehmen ab, wahrscheinlich weil die Bodenporen durch den Tritt der Weidetiere zusammengepresst werden. Begünstigt werden Insekten, die gern an frisch austreibenden Pflanzen ihre Nahrung aufnehmen (Zikaden, Fliegenlarven, Rüsselkäfer). Intensive Beweidung kann durch Veränderung der Bodenstruktur und Bodenfeuchtigkeit auch negative Auswirkungen auf die Laufkäferdiversität haben (EYRE et

al. 1989). Kuhfladen hingegen werden als Mikrostandorte von Bakterien, Pilzen, Regenwürmern, Fliegen, Milben, Nematoden, Mistkäfern, Kurzflüglern und Laufkäfern genutzt und steigern so die Biodiversität auf Weideflächen (NACHTIGALL 1986).

Viehweiden können auch eine Infektionsquelle für die Parasitierung der Weidetiere darstellen. Einige Parasiten sind auf Zwischenwirte angewiesen, so die Leberegel auf Schnecken, der Lanzettegel auf Ameisen, einige Bandwürmer auf Hornmilben. Parasitische Nematoden befallen das Vieh bei dessen Nahrungsaufnahme (Magenfadenwürmer, Lungenwürmer, Palisadenwürmer, Spulwürmer). Große Bedeutung für die Gesundheit der Weidetiere haben Dassel-fliegen, deren Maden endoparasitisch in Säugetieren leben. Bremsen und Fliegen der Familien Muscidae können das Weidevieh stark belästigen.

Ein Aspekt, der in Zusammenhang mit Grünland noch wenig untersucht ist, sind die Ursachen der Schwermetallkontamination der Grünlandböden mit Schadstoffen wie Cadmium und Blei und deren Auswirkungen auf die Fauna, insbesondere Bodenfauna. Vorallem in den höheren Kontaminationsklassen (Blei > 20 mg/kg, Cadmium > 0.2 mg/kg in den obersten 10 cm Boden) übertreffen die Grünlandböden deutlich die Ackerböden (Umweltbundesamt, Bodeninformationssystem Boris- www.nachhaltigkeit.at).

5. Ökosystemdienstleistungen - Was bringt eine höhere Artenvielfalt (Biodiversität) im Grünland?

Ähnlich wie die Funktionen des Waldes kann auch die Bedeutung des Grünlandes in vier zentrale Bereiche gegliedert werden (PÖTSCH 2010): *Nutzfunktion* (Produktionsbasis für Milch, Fleisch und Energie, Einkommensgrundlage für Grünland- und Viehwirtschaftsbetriebe), *Schutzfunktion* (Filter und Speicher von Wasser, Schutz vor Bodenerosion und Lawinen), *Wohlfahrtsfunktion* (zentrales Element der Kulturlandschaft, Lebensraum für Flora und Fauna, CO₂-Speicher und O₂-Produzent), *Erholungsfunktion* (Basis für Freizeit, Erholung, Tourismus und Jagd). Die meisten dieser Grünlandfunktionen werden direkt oder indirekt durch die tierischen Organismen im Grünland beeinflusst. Ein Rückgang der Biodiversität kann ähnliche Auswirkungen für Ökosysteme haben wie die globale Erwärmung oder die Luftverschmutzung (HOOPER et al. 2012).

Bestäuberleistung und biologische Kontrolle

Insekten spielen eine große Rolle bei der Bestäubung von Feldfruchtkulturen und Wildpflanzen. Schätzungen gehen davon aus, dass ca. 84 % der europäischen Feldfrüchte (mehr als 150 Arten) direkt von bestäubten Insekten abhängt (WILLIAMS 1994). Berechnungen für 41 Feldfrüchte aus 19 europäischen Staaten haben ergeben, dass im Jahr 2005 der Anteil der Bestäubungsleistung am gesamten Marktwert dieser Feldfrüchte (150 Mrd. €) ca. 9% betrug (GALLAI et al. 2010). Die Grünlandwirtschaft kann durch Beibehaltung und Förderung extensiv genutzter Kulturlandschaft und durch Erhaltung der Strukturvielfalt einen großen Beitrag

zur Bereitstellung von Futterquellen und Nistgelegenheiten für blütenbesuchende Insekten leisten.

Insekten leisten aber auch durch ihre teils parasitierende oder räuberische Lebensweise einen wichtigen Beitrag zur natürlichen Schädlingsbekämpfung, wodurch die Produktivität landwirtschaftlicher Kulturen erhöht und die erforderliche Einsatzmenge synthetischer Pestizide verringert werden kann. Grünlandfauna beeinflusst Nützlings-Schädlings-Interaktionen in benachbarten Ackerkulturen, so z.B. die Parasitierung von Rapsschädlingen (ZALLER et al. 2008b; ZALLER et al. 2008a; ZALLER et al. 2009). Weiters konnte gezeigt werden, dass Spinnen als wichtige Antagonisten von Schädlingen im Raps durch Grünlandstreifen in der Nachbarschaft beeinflussen (DRAPELA et al. 2011). Grünlandflächen in der Nähe von Ackerkulturen erhöhten die Abundanz von „nützlichen“ Käfern, reduzierten ökonomisch wichtigen Schädlingskäfer in Weizenfeldern; Nützlingsgemeinschaften korrelierten dabei mit der Pflanzenartenzahl, Vegetationsstruktur und Pflanzenbiomasse (FRANK et al. 2012). Die Laufkäfergemeinschaften im Grünland werden andererseits auch durch die Bewirtschaftungsweise und -intensität der Umgebung beeinflusst (BATARY et al. 2012).

Bodenfruchtbarkeit, Kohlenstoffspeicher, Biodiversität

Weitere wichtige Ökosystemleistungen des Grünlandes sind die Leistung „Bodenfruchtbarkeit“ ohne die es keine landwirtschaftliche Produktion gäbe. Grünlandwirtschaft trägt auch zur Wahrung der genetischen Vielfalt bei, wenn seltene Nutztierassen als wichtiges genetisches Potenzial für künftige züchterische Fortschritte gehalten werden; zusätzlich stellt dies auch einen wichtigen Beitrag zur Tiergesundheit dar. Extensive Grünlandwirtschaft trägt bei zur Erhaltung der ländlichen Vitalität (inkl. sozialer, kultureller und ökonomischer Aspekte) und bedient indirekt auch den Tourismus- und Freizeitsektor, der sehr stark von der Kulturlandschaft und der damit verbundenen biologischen Vielfalt abhängig ist. In Österreich werden durchschnittlich 30% der Fläche aller Nationalparks landwirtschaftlich genutzt, womit diese Flächen direkt Naturschutzfunktion erfüllen (BMLFUW 2011). Grünlandböden sind darüber hinaus wichtige Kohlenstoffspeicher und leisten damit einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz bzw. haben große Bedeutung für den Wasserhaushalt einer Region (GÖTZL et al. 2011).

Durch ihre flächenmäßig große Ausdehnung in Österreich hat die Grünlandwirtschaft einen sehr bedeutenden Einfluss auf die oben genannten Bereiche. Nicht unerwähnt bleiben soll, dass unter bestimmten Bedingungen vor allem bei intensiver Nutzung auch negative Auswirkungen auf diese Parameter festgestellt werden können. Viele der oben genannten Ökosystemfunktionen werden am umfassendsten von extensivem Grünland bereitgestellt. Vor dem Hintergrund der zunehmenden Intensivierung von Grünland in Österreich und der Tatsache, dass rund 90% des heimischen extensiven Grünlands als mehr oder weniger stark gefährdet gilt (BMLFUW 2011), ist zu befürchten, dass das Grünland viele dieser Leistungen nicht mehr im gewohnten Umfang bereitstellen kann.

6. Empfehlungen für die faunenschonende Grünlandbewirtschaftung

Mit steigender Intensivierung gleichen sich Flora und Fauna der Grünländer, trotz unterschiedlicher Ausgangssituationen. In Anlehnung an HUMBERT et al. 2009, 2010a,b und anderen vorher genannten Quellen werden hier Empfehlungen aufgelistet, die zum Schutz der Grünlandfauna beitragen können. Viele dieser Maßnahmen zum Schutz der Tierwelt tragen auch zum Klimaschutz bei und erscheinen auch betriebswirtschaftlich sinnvoll.

- Minimierung der Zahl der Nutzungen auf die Bedürfnisse der angestrebten Ziel- und Leitarten (Flora und Fauna) oder des Wiesentyps.
- Reduktion der Anzahl an Befahrungen des Grünlandes (Schädigung der oberirdischen und unterirdischen Fauna).
- Belassung von ungemähten Bereichen als Rückzugsstreifen (Refugien). Beginn der Mähtätigkeit im Feldinneren, damit den Tieren die Flucht zu den Refugien ermöglicht wird.
- Reduktion des Einsatzes von Dünger und Herbiziden zur Förderung der Biodiversität im Grünland (extensive Grünländer sind artenreicher als intensive).
- Erhöhung der Schnitthöhe (10 cm), wenn größere Tiere, wie zum Beispiel Amphibien oder Eidechsen zu erwarten sind.
- Nutzung der Grünländer vorzugsweise an warmen Tagen, weil dann wechselwarme Tiere (Insekten, Spinnen, Amphibien) mobiler sind und besser flüchten können.

Es versteht sich von selbst, dass betriebswirtschaftliche Überlegungen oft im Widerspruch zu diesen aus ökologischer Sicht wünschenswerten Empfehlungen stehen. Es bleibt jedoch zu hoffen, dass eine gewisse Sensibilisierung für die ökologischen Abläufe und Bedeutung der Biodiversität im Agroökosystem Grünland zumindestens lokal zu einer Einbremsung der Intensivierungstendenzen führen kann.

7. Literatur

- AIRA, M., N. MCNAMARA, T. PEARCE, und J. DOMÍNGUEZ (2009): Microbial communities of *Lumbricus terrestris* L. middens: structure, activity, and changes through time in relation to earthworm presence. *Journal of Soils and Sediments* 9:54-61.
- BATARY, P., A. HOLZSCHUH, K. M. ORCI, F. SAMU, und T. TSCHARNTKE (2012): Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146:130-136.
- BMLFUW (2011): Grüner Bericht 2011. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II 5, Vienna.
- BOHLEN, P. J., R. W. PARMELEE, D. A. MCCARTNEY, und C. A. EDWARDS (1997): Earthworm effects on carbon and nitrogen dynamics of surface litter in corn agroecosystems. *Ecological Applications* 7:1341-1349.
- BOSCHI, C. und B. BAUR (2007): Effects of management intensity on land snails in Swiss nutrient-poor pastures. *Agriculture Ecosystems and Environment* 120:243-249.
- CREMENE, C., G. GROZA, L. RAKOSY, A. A. SCHILEYKO, A. BAUR, A. ERHARDT, und B. BAUR (2005): Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 19:1606-1618.
- CURRY, J. P. (1994): *Grassland Invertebrates*. Chapman & Hall, London.
- DRAPELA, T., T. FRANK, X. HEER, D. MOSER, und J. G. ZALLER (2011): Landscape structure affects activity density, body size and fecundity of *Pardosa* wolf spiders (Araneae, Lycosidae) in winter oilseed rape. *European Journal of Entomology* 108:609-614.
- EDWARDS, C. A., P. J. BOHLEN, D. R. LINDEN, und S. SUBLER (1995): Earthworms in Agroecosystems. Pages 185-213 in P. F. Hendrix, editor. *Earthworm Ecology and biogeography in North America*. Lewis Publishers, Michigan, USA.
- EISENHAUER, N., A. MILCU, N. NITSCHKE, A. SABAI, C. SCHERBER, und S. SCHEU (2009): Earthworm and belowground competition effects on plant productivity in a plant diversity gradient. *Oecologia* 161:291-301.
- EYRE, M. D., M. L. LUFF, S. P. RUSHTON, und C. J. TOPPING (1989): Ground beetles and weevils (Carabidae and Curculionidae) as indicators of grassland management practices. *Journal of Applied Entomology* 107:508-517.
- FRANK, T., S. AESCHBACHER, und J. G. ZALLER (2012): Habitat age affects beetle diversity in wildflower areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 152:21-26.
- FRICK, R. und P. FLURI (2001): Bienenverluste beim Mähen mit Rotationsmäherwerken. *Agrarforschung* 8:196-201.
- FUCHS, S. und B. SAACKE (2006): Arable fields as habitat for flora and fauna. Pages 248-296 in M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt, und A. Werner, editors. *Nature conservation in agricultural ecosystems*. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- GALLAI, N., J.-M. SALLES, C. GABRIEL, N. MORISON, und B. E. VAISSIERE (2010): Monetary Valuation of the Pollination Service Provided to European Agriculture by Insects. Page 280 pp in J. P. Settele, T. Georgiev, R. Grabaum, V. Grobelynik, V. Hammen, S. Klotz, M. Kotarac, und I. Kühn, editors. *Atlas of Biodiversity Risk*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- GÖTZL, M., E. SCHWAIGER, G. SONDEREGGER, und E. SÜSSENBACHE (2011): Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Erstellung eines Inventars für Österreich. Umweltbundesamt Report REP-0355:48 pp.
- HAYNES, R. J. und P. H. WILLIAMS (1993): Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. Pages 119-199 in D. L. Sparks, editor. *Advances in Agronomy*, Vol 49.
- HOOOPER, D. U., E. C. ADAIR, B. J. CARDINALE, J. E. K. BYRNES, B. A. HUNGATE, K. L. MATULICH, A. GONZALEZ, J. E. DUFFY, L. GAMFELDT, und M. I. O'CONNOR (2012): A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*:advance online publication.
- HUMBERT, J. Y., J. GHAZOUL, N. RICHNER, und T. WALTER (2010a): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139:522-527.
- HUMBERT, J. Y., J. GHAZOUL, G. J. SAUTER, und T. WALTER (2010b): Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134:592-599.

- HUMBERT, J. Y., J. GHAZOUL, und T. WALTER (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130:1-8.
- JEFFERY, S., C. GARDI, A. JONES, L. MONTANARELLA, L. MARMO, L. MIKO, K. RITZ, G. PERES, J. RÖMBKE, und W. H. V. D. PUTTEN, editors (2010): *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- KRETZSCHMAR, A. (1982): Descriptin des galeries de vers de terre et variations saisonnières des réseaux (observations en conditions naturelles). *Revue Ecologie Biologie Sol* 19:579-591.
- LARCHER, W. (1994): *Ökophysiologie der Pflanzen*. 5th edition. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LEE, K. E. (1985): *Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press, Syndey.
- MACK, G., T. WALTER, und C. FLURY (2008): Entwicklung der Alpung in der Schweiz: Ökonomische und ökologische Auswirkungen. Yearbook of socioeconomics in Agriculture 2008:259–300.
- NACHTIGALL, W. (1986): *Lebensräume. Mitteleuropäische Landschaften und Ökosysteme*. BLV Verlagsgesellschaft, München.
- OPPERMANN, R. (2007): Auswirkungen landwirtschaftlicher Mähgeräte auf Amphibien. Pages 102-108 in H. Laufer, K. Fritz, und P. Sowig, editors. *Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- OPPERMANN, R., J. HANDWERK, M. HOLSTEN, und A. KRISMANN (2000): Naturverträgliche Mähtechnik für das Feuchtgrünland. Voruntersuchung für das F & E-Vorhaben ILN, Singen, Bonn.
- PÖTSCH, E. M. (2010): Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im österreichischen Grünland. 16. Alpenländisches Expertenforum 2010:1-10.
- SCHEU, S. (2003): Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives. *Pedobiologia* 47:846-856.
- SCHMIDT, M. H., I. ROSCHEWITZ, C. THIES, und T. TSCHARNTKE (2005): Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42:281-287.
- SCHMIDT, O. und J. P. CURRY (1999): Effects of earthworms on biomass production, nitrogen allocation and nitrogen transfer in wheat-clover intercropping model systems. *Plant and Soil* 214:187-198.
- SYMONDSON, W. O. C., K. D. SUNDERLAND, und H. M. GREENSTONE (2002): Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Reviews of Entomology* 47:561-594.
- TIUNOV, A., M. BONKOWSKI, J. ALPHEI, und S. SCHEU (2001): Microflora, Protozoa and Nematoda in *Lumbricus terrestris* burrow walls: a laboratory experiment. *Pedobiologia* 45:46-60.
- VICKERY, J. A., J. R. TALLOWIN, R. E. FEBER, E. J. ASTERAKI, P. W. ATKINSON, R. J. FULLER, und V. K. BROWN (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38:647-664.
- WILLIAMS, I. H. (1994): The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Science Reviews* 6:229-257.
- ZALLER, J. G. (2006): Sheep grazing vs. cutting: regeneration and soil nutrient exploitation of the grassland weed *Rumex obtusifolius*. *BioControl* 51:837-850.
- ZALLER, J. G. und J. A. ARNONE (1999a): Earthworm responses to plant species' loss and elevated CO₂ in calcareous grassland. *Plant and Soil* 208:1-8.
- ZALLER, J. G. und J. A. ARNONE (1999b): Interactions between plant species and earthworm casts in a calcareous grassland under elevated CO₂. *Ecology* 80:873-881.
- ZALLER, J. G., F. HEIGL, A. GRABMAIER, C. LICHTENEGGER, K. PILLER, R. ALLABASHI, T. FRANK, und T. DRAPELA (2011): Earthworm-mycorrhiza interactions can affect the diversity, structure and functioning of establishing model grassland communities. *PLoS ONE* 6:e29293, doi:29210.21371/journal.pone.0029293.
- ZALLER, J. G., D. MOSER, T. DRAPELA, und T. FRANK (2009): Parasitism of stem weevils and pollen beetles in winter oilseed rape is differentially affected by crop management and landscape characteristics. *BioControl* 54:505-514.
- ZALLER, J. G., D. MOSER, T. DRAPELA, C. SCHMÖGER, und T. FRANK (2008a): Effect of within-field and landscape factors on insect damage in winter oilseed rape. *Agriculture Ecosystems and Environment* 123:233-238.
- ZALLER, J. G., D. MOSER, T. DRAPELA, C. SCHMÖGER, und T. FRANK (2008b): Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. *Basic and Applied Ecology* 9:682-690.
- ZALLER, J. G. und N. SAXLER (2007): Selective vertical seed transport by earthworms: implications for the diversity of grassland ecosystems. *European Journal of Soil Biology* 43:S86-S91.
- ZHANG, H. und S. SCHRADER (1993): Earthworm effects on selected physical and chemical properties of soil aggregates. *Biology and Fertility of Soils* 15:229-234.

Almen aktivieren - neue Wege für die Vielfalt

Bettina Burkart¹, Günter Jaritz² und Susanne Aigner^{3*}

Zusammenfassung

Anhand von fünf brachgefallenen Beispielsalmen in der Grenzregion zwischen Bayern und Salzburg werden im Rahmen eines EU-kofinanzierten Forschungs- und Umsetzungsprojektes unterschiedliche Methoden zur Erhaltung und nachhaltigen Bewirtschaftung dieser Gebiete erarbeitet.

Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Beweidung mit robusten, standortangepassten Nutzierrassen. Es soll aufgezeigt werden, wie sich die Arten- und Lebensraumvielfalt mit der Wiederaufnahme der Bewirtschaftung verändert. Wesentlich dabei ist, eine ökonomisch sinnvolle und ökologisch vorbildliche Almbewirtschaftung zu fördern. Im Rahmen der Umsetzung werden verschiedene Verfahren zur Aktivierung brachliegender Almflächen getestet. Unterschiedliche Tierkategorien mit wechselnden Besatzdichten sowie verschiedene Pflegemaßnahmen sollen zum Einsatz kommen.



Abbildung 1: Durch die europaweiten Entwicklungen in der Landwirtschaft sind Lebensräume der alpinen Kulturlandschaft akut bedroht. Das INTERREG-Projekt „Almen aktivieren – Neue Wege für die Vielfalt“ zeigt neue Wege, wie diesem Trend gegengesteuert werden kann (Foto: G. Egger)

Almerhaltung - ein europäisches Ziel!

Die alpine Kulturlandschaft bietet eine enorme Vielfalt an Lebensräumen und Arten. Nicht weniger als 17 Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU, darunter zahlreiche landwirtschaftlich geprägte Lebensräume, findet man in der Almregion. Almen haben insbesondere in Österreich einen großen Anteil an der Schutzgebietskulisse. Die durch den Strukturwandel in der Landwirtschaft bedingte Nutzungsaufgabe von schwer bewirtschaftbaren Grenzertragsflächen führt zu einem Verlust ökologisch und regionalwirtschaftlich wertvoller Almgebiete. Um diesem alpenweiten Prozess gegenzusteuern, gibt es internationale Vereinbarungen wie die Alpenkonvention und die Biodiversitätskonvention. Für deren Umsetzung besteht im Bereich der alpinen Kulturlandschaft Handlungsbedarf.

Für Almflächen in Grenzertragslagen fehlen spezielle ökologisch ausgerichtete Konzepte für die Erhaltung und Pflege von naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen.

Projektziele

Im Vordergrund steht die Erarbeitung angepasster Beweidungsmodelle mit traditionellen, robusten Nutzierrassen. Durch die Wiederherstellung von brachgefallenen Almweiden sollen naturschutzfachlich wertvolle, almspezifische

Lebensräume, Tiere und Pflanzenarten in der Grenzregion erhalten werden. Langfristig soll diese Vielfalt im Rahmen der bäuerlichen Almbewirtschaftung erhalten werden. In weiterer Folge sollen die Methoden auf andere Regionen im Alpenraum übertragen werden können.

Die Almen

Die Almen liegen in den Kalkhoch- bzw. Kalkvoralpen im Grenzgebiet zwischen dem Land Salzburg und Bayern. Die Almbewirtschaftung hat in der Grenzregion aufgrund touristischer Aspekte v.a. auch aus betrieblicher Sicht einen steigenden Stellenwert. Für den bedeutenden Wirtschaftszweig Tourismus ist die über Jahrhunderte almwirtschaftlich geprägte Landschaft das bedeutendste Grundkapital.

Die Testgebiete wurden so ausgewählt, dass unterschiedliche, von Nutzungsaufgabe bedrohte Lebensräume in die Untersuchung mit einbezogen werden können. Die Projektgebiete sind durchwegs vor mehreren Jahrzehnten brachgefallen. Gründe sind vorwiegend die fehlende Erschließung, Interessenskonflikte und Eigentumsverhältnisse. Fünf der Almen liegen in Bayern, in den Chiemgauer Alpen. Es sind das die Kleinrechenbergalm, die Haidenholz-Roßalm, die Haidenholz-Bärenbadalm, die Hochkienbergalm sowie

¹ Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Landespflege, D-79085 Freiburg

² Amt der Salzburger Landesregierung, Referat Naturschutz und Förderungswesen, Michael-Pacher-Straße 36, A-5020 Salzburg

³ eb&p Umweltbüro GmbH, Bahnhofstr. 39/2, A-9020 Klagenfurt

* Ansprechpartner: Mag. Dr. Susanne Aigner, email: susanne.aigner@umweltbuero.at



Abbildung 2: Die Lage der Almen im Projektgebiet (Grafik: Daniel Kufner, ecotopics)

die Tannbergalm. Eine Alm liegt in Salzburg, südlich von Lofer im Naturpark Weißbach. Es handelt sich dabei um den Kühkranz oder die Kallbrunnalm.

Die Auswahl der Flächen berücksichtigt bewusst unterschiedliche regionale Entwicklungskonzepte. So liegen die Flächen in den Gemeinden Schleching und Unterwössen (beide Landkreis Traunstein, Bayern) in der Modellregion Ökomodell Achental, in der bereits zehnjährige Erfahrungen auf dem Gebiet der naturverträglichen Regionalentwicklung gewonnen wurden. Die Flächen der Kallbrunnalm in Österreich werden von bayerischen wie österreichischen Bauern bestoßen und liegen im Naturpark Weißbach, der 2007 ausgewiesen wurde. Zwei weitere Almflächen liegen im Gebiet der Gemeinde Ruhpolding (Landkreis Traunstein, Bayern), einem überregional bekannten Kur- und Fremdenverkehrsort.

Alle Flächen der Bayerischen Projektalmen sind im Eigentum der Bayerischen Staatsforste, die Kallbrunnalm mit dem Kühkranz ist im Eigentum einer Agrargemeinschaft.



Abbildung 3: Die Beweidung erfolgt mit alten standortangepassten Haustierrassen wie der Blobe Ziege (Foto: Jaritz)

Die Tiere

Robuste, genügsame und trittsichere Nutzierrassen sind auf Grund ihrer Eigenschaften besonders für die Wiederaufnahme und langfristige Pflege von stark verbrachten Weideflächen in Almgebieten geeignet. Aus diesem Grund erfolgt die Beweidung in den fünf Projektgebieten mit Alpinen Steinschafen, Blobe Ziegen, Noriker Pferden, Pinzgauer Rindern, Pinzgauer Strahlenziegen und anderen Robustrassen. Gebietsweise sollen je nach Problemstellung ein oder mehrere Tierkategorien in Kombination eingesetzt werden.

Das Projekt Almen aktivieren – neue Wege für die Vielfalt

wird von drei Säulen getragen:

1. Säule: Natur- und biologischer Ressourcenschutz:

- Langfristige Erhaltung und Verbesserung der Lebensraum-, Tier- und Pflanzenartenvielfalt der alpinen Kulturlandschaft
- Förderung gefährdeter Nutzierrassen

2. Säule: Sozioökonomie:

- Umsetzung von nachhaltigen Bewirtschaftungsformen speziell für schwer erreichbare und kleinere Almen
- Stärkung der regionalen Wertschöpfung
- Existenzsicherung landwirtschaftlicher Betriebe und des regionalen Gewerbes durch alternative Vermarktungsformen und durch Förderung des sanften Tourismus

3. Säule: Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit:

- Steigerung des Verständnisses einer breiten Öffentlichkeit für die Zusammenhänge von Landschaft, Bewirtschaftung und Biodiversität
- Erhöhung der Akzeptanz lokaler Produkte
- Stärkung der regionalen Identität
- Motivation und Anleitung zur Nachahmung für interessierte Almbewirtschafter, Grundbesitzer, Dienststellen und Behörden

Wissenschaftliche Begleitung und Vernetzung

Naturschutzfachliche Fragestellungen stehen bei diesem Projekt im Vordergrund. Die Wiederaufnahme der almwirtschaftlichen Nutzung wird von einem umfangreichen zoologischen, floristischen und vegetationskundlichen Monitoring begleitet. Weiters werden Analysen und Erhebungen zum Landschaftsbild und zur almwirtschaftlichen Wertigkeit des Gebietes durchgeführt.

Begleitend werden auch regionalwirtschaftliche und jagdliche Aspekte mitberücksichtigt. So wird etwa durch ein gezieltes Weidemanagement und punktuelle Entbuschungsmaßnahmen eine Lebensraumverbesserung und eine Optimierung der Wildäsungsflächen erreicht.

Die Einbindung von Fachexperten in Zuge der Projektumsetzung gewährleistet eine optimierte Projektabwicklung zu den Fragestellungen Jagd, Naturschutz, Landwirtschaft



Abbildung 4: Zoologe bei den Felderhebungen im Sommer 2009 (Foto: Koschuh)

und Tourismus. Daneben befasst sich ein Arbeitspaket mit den Möglichkeiten zur Stärkung der Regionalwirtschaft mit alternativen Bewirtschaftungsformen und der Förderung seltener Nutztierassen.

Telemetrie

Exakte Ergebnisse über die erfolgte Beweidung liefern Telemetrie-Daten mehrerer Jahre. Hierfür werden 5 Schafe und 2 Ziegen mit GPS-Sendern versehen. Während der gesamten Weideperiode wird in einem viertelstündlichen Rhythmus der Aufenthalt der Tiere dokumentiert. Dies erlaubt Rückschlüsse auf die Beweidungsintensität der unterschiedlichen Standorte und Vegetationstypen.

Best Practice und Öffentlichkeitsarbeit

Die Ergebnisse des Projektes sollen in Form von „best practice Empfehlungen“ für eine breite Öffentlichkeit aufbereitet werden, um die Übertragbarkeit auf andere Regionen zu ermöglichen. Die Umsetzungsschritte werden filmisch dokumentiert und als Lehrfilm aufbereitet. Weiters werden anhand von umfangreichem Informationsmaterial (Poster, Broschüren und Folder) die Ergebnisse dargestellt und auf die Problematik von Grenzertragsalmen aufmerksam gemacht.



Abbildung 5: Ergebnisse der Telemetrie: Die Symbole stellen die Position der Tiere im zeitlichen Verlauf dar



Abbildung 6: Weidemanagement, wissenschaftliche Erhebungen und Ereignisse im Jahresrhythmus werden filmisch dokumentiert und allgemein verständlich aufbereitet. Die Ergebnisse werden in einem Lehrfilm aufbereitet (Foto Aigner)

Internationaler Austausch und Impulse

Impuls gebend dient das Projekt dem internationalen Austausch von Erfahrungen einer lebendigen und ökologisch orientierten Almwirtschaft. Nationale und regionale Lösungen werden durch internationale Tagungen, Workshops und Exkursionen integriert. Für die beiden Länder Salzburg und Bayern hat das Projekt darüber hinaus auch besondere Bedeutung für die Weiterentwicklung und den Austausch bereits bestehender erfolgreicher Maßnahmen, die bislang lediglich in länderspezifischem Kontext stattfanden. Die besondere Bedeutung für Salzburg liegt im Bezug zu den Förderungen über den „Naturschutzplan auf der Alm“. Die darin bewährten Maßnahmen wie Schwenden, Biotop-schutz, Weidemanagement werden erstmalig im Rahmen eines Monitorings evaluiert. Darüber hinaus wird eine neue



Abbildung 7: Das Projekt startete mit einem Assistenzeinsatz des Tragtierzentrums Hochfilzen im Juli 2009. Das österreichische Bundesheer unterstützte in einer beispielhaften Aktion die Arbeiten zur Einrichtung der Untersuchungsflächen auf der Kallbrunnalm im Naturpark Weißbach. In Bayern transportierte die Maultierstaffel der Deutschen Bundeswehr Tonnen von Zaunmaterial auf die Kleinrechenbergalm (Foto Aigner)

Maßnahme: „Standortangepasste Bestoßung mit traditionellen Nutztierassen“ erprobt. Die Blaiken- und Erosionsforschung im Zusammenhang mit der Beweidung wird vertieft. Alle Ergebnisse fließen in Umsetzungsempfehlungen zur „naturschutzfachlichen Optimierung von Maßnahmen“ ein. Als erstes grenzübergreifendes Projekt dieser Art zwischen dem Land Salzburg und Bayern wirkt es aktiv mit beim Aufbau von Gegenstrategien gegen den Verlust attraktiver Flächen für Naturschutz, Tourismus und Erholung.

Fakten zum Projekt:

Die Leitung des INTERREG IV-Projektes „Almen aktivieren – neue Wege für die Vielfalt“ erfolgt durch die Naturschutzabteilung des Amtes der Salzburger Landesregierung (Lead Partner) in Kooperation mit der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ANL in Laufen (Projektpartner).

Projektdauer: 2009 bis 2012.

Lead Partner: Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung 13 – Naturschutz; Ansprechpartner: DI Günter Jaritz.

Projektpartner: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL); Ansprechpartner: Dr. Bettina Burkart.

Kooperationspartner: Naturpark Weißbach, Bayerische Staatsforste (BaySf), Ökomodell Achenal, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Almwirtschaftlicher Verein Oberbayern (AVO) und die ARCHE Austria.

Bearbeitung Arbeitspakete:

- eb&p Umweltbüro GmbH: Studien Vegetation, Almwirtschaft, Landschaftsbild und Umsetzungsbetreuung
- Eurac research: Expertise Blaiken und Erosion
- Lacon Landschaftsplanung Consulting: Studie Regionalentwicklung und Stärkung der Agrobiodiversität
- Ökoteam – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung: Studie Zoologie
- Ecotopics – Agentur für Naturschutz: Öffentlichkeitsarbeit (Homepage, Folder, Poster, u.a.)

Weitere Infos und Filmsequenzen zu unterschiedlichen Themenfeldern finden sie unter: www.almenvielfalt.com

Biodiversität und Erhaltung von Bergmähdern am Beispiel des Nationalparks Hohe Tauern/Kärnten

Mona Abl^{1*}

Almen und Bergmähdern stehen an der Grenze zwischen der vom Menschen unbeeinflussten Naturlandschaft und der durch den Menschen gewordenen Kulturlandschaft. Bergmähdern waren bis in das 19. Jahrhundert wichtige, landwirtschaftliche Ertragsräume, die meist in Steillagen situiert sind, welche für Rinder ungeeignetes Weideland darstellen. Durch die Bergmahd wurden und werden auch heute noch Futterreserven für Schlechtwetterperioden und den Winter gewonnen. Viele Bergmähdern werden seit dem 14. Jahrhundert in ähnlicher Weise bewirtschaftet. Aus der in den meisten Bergbauerngebieten üblichen Egartenwirtschaft im Hofbereich ergab sich, dass der Schwerpunkt der Heugewinnung auf den Bergmähdern lag. Ackerbau wurde im gesamten alpinen Bereich fast bis auf 1700 m betrieben. Zwischen 30 % und 90 % des Winterfutters für das Vieh wurde auf den Bergmähdern gewonnen.

Besonders häufig war und ist die „halbschürige Nutzung“, was bedeutet, dass die Wiesen nur jedes 2. Jahr gemäht werden und sich die Erträge durch die natürliche Gründüngung im Jahr der Nicht-Nutzung erhöhen. Diese zweijährige, späte Mahd schafft die Voraussetzung für die Bildung „zeitlicher“ ökologischer Nischen für viele Tier- und Pflanzenarten, was ein Faktor für den hohen Artenreichtum in den Mähdern ist. Im Zuge dieser extensiven Nutzung entstanden sehr artenreiche, menschlich geformte Dauerwiesen, deren Übergang zu natürlichen Klimaxgesellschaften, den Naturrasen, vor allem oberhalb der Waldgrenze fließend sind. Arten der anthropogen geprägten Pflanzengesellschaften treffen hier auf Arten der alpinen Rasen – ein weiterer Grund für die enorme Biodiversität in Bergmähdern.

Bergmahdnutzung war und ist teilweise immer noch mit ausgefeilten Nutzungstechniken, speziellen Geräten, bestimmten Speisen und Traditionen, sprich mit einer speziellen Bergmahdkultur verbunden. Die meisten Flächen werden heute mit dem Motormäher, einige sogar noch per Hand gemäht. Für eine Traktornutzung sind die meis-

ten Bergwiesen zu steil und zu uneben. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts sind die Bergwiesen aufgrund großer landwirtschaftlicher Umstrukturierungen und durch das Aufkommen des Tourismus vielerorts von akuter Nutzungsaufgabe bedroht. Dadurch zählen Bergmähdern heute zu den am meisten gefährdeten Lebensräumen Mitteleuropas.

Die Pockhorner Wiesen oder Glocknerwiesen im Kärntner Anteil des Nationalparks Hohe Tauern sind südexponierte, steile Bergmähdern, die sich im Bereich der Großglockner-Hochalpenstraße auf einer Seehöhe von ca. 2000 Metern Seehöhe befinden. Sie zeichnen sich durch hohe Biodiversität der Gefäßpflanzenflora (208 Arten) sowie der Bestäuberfauna (128 Arten aus). Unter den sehr artenreichen Pflanzengesellschaften ist vor allem der Ostalpine Goldschwingelrasen (*Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* Hartl in Theurillat 1989) von Bedeutung. Der Goldschwingel (*Festuca paniculata*) tritt nur südlich des Alpenhauptkammes auf und ist die Charakterart einer Lebensgemeinschaft, die in diesen Bergmähdern sehr artenreich ausgeprägt ist (bis zu 55 Arten auf einer Fläche von 25 m²). Es existiert hier ein enges Zusammenspiel zwischen Blüten und Bestäubern: an 128 insektenbestäubten Pflanzenarten konnten 138 blütenbesuchende Insektenarten



Abbildung 1: Händisches Mähen als uralte Nutzungstechnik

¹ Amt der Kärntner Landesregierung, Abt.8 Umwelt, Wasser und Naturschutz, Arnulfplatz 1, A-9020 Klagenfurt

* Ansprechpartner: Mag. Mona Abl, email: mona.abl@ktn.gv.at



Abbildung 2: Artenreiche Bergmähder im Lesachtal/Kärnten

nachgewiesen werden, allen voran die Zweiflügler, aber auch Hautflügler (Bienen und Hummeln), Schmetterlinge und Käfer.

Im Zuge von Untersuchungen wurde das Zusammenspiel der verschiedenen Pflanzengesellschaften, Blüten besuchende Insekten sowie die Arten- und Blütenzahlen der bewirtschafteten und brach gefallenen Mähder erhoben. Als eindeutiges Ergebnis konnte festgestellt werden, dass sowohl der botanische Artenreichtum als auch die Blütenzahlen in den Brachen um bis zu 25 % geringer waren als in den halbschürig bewirtschafteten Mähwiesen.

Studien aus dem Lesachtal, den Nockbergen, dem Drautal und anderen Bergmahdgebieten Kärntens liefern ebenfalls zahlreiche Nachweise über die drohende Verbrachung von Bergmähdern durch Nutzungsaufgabe. Die Untersuchungsergebnisse dienten als Anreiz für das Bergmahdprojekt 2004, das von Frau Mag. Erika Keller initiiert und in Kooperation mit dem Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 20, Abt. 10L sowie dem Verein Arge NATURSCHUTZ durchgeführt wurde. Dabei wurden die aktuelle Situation der Bergmahdwirtschaft in Kärnten sowie Fördermöglichkeiten und Zukunftsperspektiven für diese bedrohten Lebensräume erhoben. In ausführlichen Interviews mit den Bewirtschaftern wurden die Parameter für die Fortführung

einer zukünftigen Bergmahdnutzung festgestellt. Den höchsten Anreiz dafür, so die Ergebnisse, sind adäquate Fördermittel. Das wichtigste direkte Förderinstrument für Bergmähder stellt zur Zeit das ÖPUL (Österreichisches Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft) dar. Indirekt wirken sich Bergmähder aber auch auf die Höhe der Ausgleichszulage (AZ) und auf die Größe der Futterfläche über Extensivierungsprämien aus. Innerhalb des ÖPUL ist die Maßnahme „WF - Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ in vielen Fällen ein gutes Instrumentarium zur Förderung der Bergmahdwirtschaft. Die Prämien werden abgestuft nach Bewirtschaftungsweise vergeben und reichen in Kärnten von € 363,36 bis € 800,- am Hektar. Bis zum Jahr 2003 kam die Naturschutzmaßnahme WF nur in wenigen speziellen Gebieten (z.B. Mussen) zur Anwendung.

Die meisten Bergmahdflächen wurden bis dahin mit der Maßnahme „Offenhaltung der Kulturlandschaft in Hanglagen (OH 4)“ gefördert, wobei der Prämiensatz nur € 218,02 am Hektar betrug.

Ab dem Jahr 2004 konnten alle Kärntner Betriebe mit der Nutzung „Bergmahd“ im Mehrfachantrag die erhöhte Fördermöglichkeit über die Naturschutzmaßnahme WF lukrieren. Bereits im 1. Jahr dieser Möglichkeit (2004) wurden über 50 % der Bergmahdfläche Kärntens als ökologisch wertvolle Flächen bewirtschaftet. Im speziellen Fall der Glocknerwiesen konnten mehrere der regelmäßig bewirtschafteten Flächen ausgeweitet werden. Einige Bewirtschafteter nahmen sogar die Mahd auf brach liegenden Flächen wieder auf.

Neben den offensichtlichen Vorteilen der erhöhten Prämien für den Landwirt dient diese Fördermöglichkeit auch dem Naturschutz. WF-Bergmähder werden zumindest über den Zeitraum der laufenden Programmperiode (meist 7 Jahre) auf ökologische Weise regelmäßig bewirtschaftet. Düngung und Beweidung dürfen nur in sehr eingeschränktem Ausmaß durchgeführt werden, späte Mähtermine, die vielen Arten zugute kommen, sind fixiert und werden prämiensrelevant abgegolten. Somit werden in einer Kooperation zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sehr wertvolle Lebensräume und traditionelle Nutzungsformen vor dem Verschwinden bewahrt.

Extensivgrünland als wichtiges Wildtierhabitat

Georg Rothmann^{1*}

Der Alpenraum ist aufgrund seiner Topographie und Struktur ein wichtiger Wildlebensraum. Neben unberührter Natur, geschlossenem Wald und Ruhegebieten hat auch die traditionelle extensive Bewirtschaftung einen großen Anteil an der hohen Biodiversität bzw. Qualität vieler Biotope.

Dauergrünland umfasst nach INVEKOS-Daten eine Fläche von rund 1.4 Mio ha, rund 50 % des österreichischen Grünlands sind Almen, Bergmähder, Hutweiden, Streuwiesen, extensive Mähwiesen und somit dem Extensivgrünland zuzuordnen.

Betrachtet man jedoch die Entwicklung des Extensivgrünlandes, so fällt auf, dass es in den vergangenen Jahrzehnten einen drastischen Rückgang von rund 43 % in diesem Nutzungsfeld gegeben hat. Dieser dramatische Verlust an extensiv genutzter Fläche ist zu einem kleineren Teil auf Intensivierungsmaßnahmen, als viel mehr auf die Nutzungsaufgabe bzw. Aufforstung landwirtschaftlicher Grenzertragsböden zurückzuführen (PÖTSCH 2010).

Gerade aber diese potentiellen Futter- (Äsungs)flächen, egal ob in Grünland bzw. Ackergebieten oder in montanen bis subalpinen Gebieten liegend, stellen für Wildtiere einen sehr wesentlichen Lebensraum dar. In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft wurden Nahrungsangebot und andere Biotopelemente in den vergangenen Jahrhunderten durch die Gewinnung (Rodung) von Landwirtschaftsflächen stark vom Menschen beeinflusst. Die anthropogenen Kulturlandschaften wurden fixer Bestandteil der Wildtierhabitate und verbesserten die Nahrungsgrundlage diverser Wildarten.

Verschiedene Faktorengruppen bestimmen die Habitatqualität eines Biotops:

Um die Qualität unserer Wildtierlebensräume beurteilen zu können, müssen wir die grundlegenden Einflüsse beachten:

Die Habitatqualität wird vom Nahrungsangebot und den nahrungsunabhängigen Faktoren (nahrungsunabhängiger Besiedlungsanreiz) beeinflusst. Die Habitatqualität ist keine feststehende Größe sondern immer räumlichen und zeitlichen Veränderungen unterworfen.

Die Habitatqualität wird beeinflusst durch: (Wildökologischer Faktorenkomplex, REIMOSER 2004)

- Nahrung
- Einstand (Deckungs- und Wohnraumeinstand)
- Geländeform
- Ruhe – Beunruhigung
- Klima
- unbekannte oder nicht erfassbare Faktoren

Niederwildbiotope - Extensivgrünland bis zur kollinen Stufe:

Hauptsächlich handelt es sich um ein- und zweimähdige Wiesen, Hutweiden, Streuwiesen und Feuchtwiesen.

In diesen Lagen leben Wildarten wie Reh, Rebhuhn, Fasan, Feldhase, aber auch Vogelarten wie Kiebitz, Feldlerche, Wachtelkönig u. a.

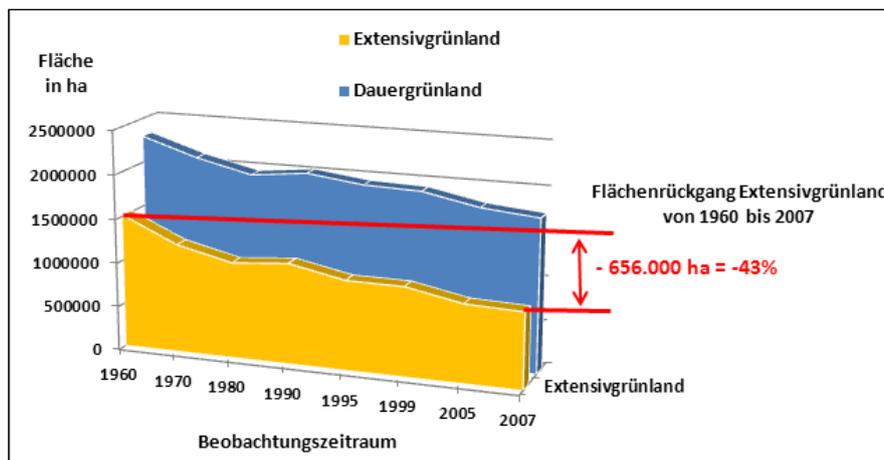


Abbildung 1: INVEKOS-Daten: Flächenentwicklung Dauergrünland-Extensivgrünland in Österreich, Beobachtungszeitraum 1960 bis 2007

Niederwildbestände unterliegen populationsbeeinflussenden Faktoren (Beutegreifer, Klima, Krankheiten). Hauptverantwortlich für die drastisch sinkenden Niederwildbestände ist vor allem aber der enorme Lebensraumwandel bzw. Verlust von Strukturen in Acker- und Intensivgrünlandgebieten.

Limitierender Faktor ist in der Regel der Mangel an Äsung nach der Ernte (Ernteschock) und der Verlust an geeigneten Einständen, denn diese Wildarten nutzen Acker- und Grünlandflächen nicht nur zur Nahrungsaufnahme sondern in besonderem Maße auch als Deckungs- und Wohnraumeinstand.

¹ FKF Forst- und Gutsverwaltung GmbH & Co KG, Strechau 12, A-8786 Rottenmann

* Ansprechpartner: Ing. Georg Rothmann, email: Georg.Rothmann@strechau.at

Negative Einflüsse durch intensive landwirtschaftliche Nutzung:

– im Ackerbau:

- großflächige Monokulturen, keine Fruchtfolge
- Nahrungs- und Deckungsmangel nach Ernte (Ernteschock)
- Flurbereinigungen, Grundstückszusammenlegungen
- Entfernung von Landschaftselementen wie Hecken, Feldrainen, Brachen, Böschungen und Feldgehölzen
- Einsatz von Herbiziden, Insektiziden

– im Grünland:

- Mähwiesen mit bis zu 6 Nutzungen
- Verlust der Artenvielfalt von Fauna und Flora durch intensive Güllewirtschaft und häufige Mahd
- Verlust struktureller Vielfalt durch Flurbereinigungen und Entfernung von Landschaftselementen
- hohe Mähverluste bei Jungwild durch häufige und frühe Mähzeitpunkte

Die extensive Bewirtschaftung von Grünland fördert die Biodiversität. Durch den weitgehenden Verzicht auf intensive N-Düngung und die Beschränkung der Nutzung auf maximal 2 Schnitte werden die Pflanzen der Krautflora stark gefördert.

Sehr wesentlich ist hier neben der Pflanzenartenvielfalt auch die strukturelle Vielfalt. Das Vorhandensein von Landschaftselementen und Biotoprequisiten (z.B. Wasserstellen), wertet die Habitatqualität bewirtschafteter Lebensräume auf. Landschaftselemente können in drei Gruppen unterteilt werden. Längliche mit niederem Bewuchs wie Feldraine, längliche mit höherem Bewuchs wie Hecken und Böschungen und runde mit höherem Bewuchs wie Feldgehölze. Die Ursache für das Verschwinden von Landschaftselementen liegt im Strukturwandel der Landwirtschaft. Fehlende Arbeitskräfte bedingen eine arbeitssparende Bewirtschaftung und Anpassung an maschinelle Bearbeitung der Feldstücke. Die Größe der Maschinen widerspricht aber den Kleinstrukturen. Am meisten gefährdet sind längliche Feldraine mit niederem Bewuchs, sie können sehr schnell entfernt und in Ackerland umgewandelt werden.

Flächen mit Bestandeslücken, trockene Geländerücken und Böschungen sind durch die höhere Besonnung und die damit verbunden höhere Insektenaktivität wichtige Lebensräume für die Jungenaufzucht vieler Vogelarten.

Als Beispiel: **Das Rebhuhn**

Adulte Rebhühner ernähren sich im Jahreschnitt zu 30 % von grünen Pflanzenteilen (Kräuter, Spitzen von Gräsern und Getreide, Leguminosen), 30 % von Getreidekörnern und 30 % aus kleinen Samen krautiger Pflanzen (besonders im Sommer und Herbst), 10 % aus tierischem Eiweiß (meist Insekten, selten Würmer und Schnecken).

Speziell während der Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeit (im Frühjahr und Sommer) ist die tierische Nahrung von großer Bedeutung. Für das Rebhuhn stellt das ausreichen-

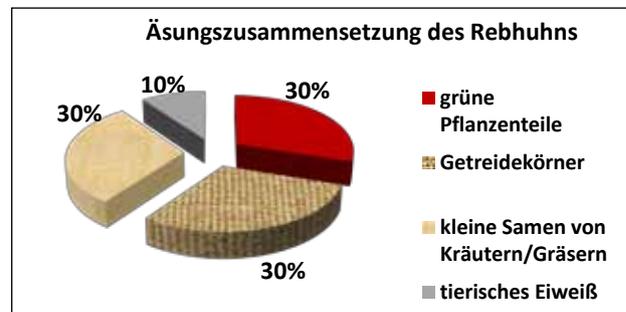


Abbildung 2: Zusammensetzung der Rebhuhnnahrung (MÜLLER 2004)

de Vorhandensein von Insekten als Kückennahrung einen Schlüsselfaktor für die Bestandsentwicklung dar.

Rebhuhnküken konsumieren in den ersten zwei Lebenswochen ausschließlich tierisches Eiweiß in Form von Insekten. Bis zum Lebensalter von 2 Monaten reduziert sich dieser Anteil jedoch auf 15 %.

Das Rebhuhn ist ein standorttreues Feldhuhn, das kleinstrukturierte Feldbiotope mit wechselnder Mehrfrucht-nutzung bevorzugt. Die Habitatqualität steigt mit Hecken, Feldrainen, Trockenrasen auf Böschungen und Wegrändern, die das ganze Jahr Äsung und Deckung bieten - Grenzlinien-Effekt! (MÜLLER 2004).

Die Schutzmaßnahmen durch das ÖPUL-Programm, mit der Anlage von Blühstreifen bzw. dem Schutz von Landschaftselementen, bieten hier eine gute Basis für den Biotopschutz. Die bestehenden ökologischen Nischen nutzen einer ganzen Reihe von Tierarten.

Verglichen mit Intensivnutzungsflächen von vielmähdigen Wiesen ist der gravierendste Vorteil extensiver Nutzung der späte Mähzeitpunkt der ersten Mahd. Da speziell in der Zeit (Mai/Juni) die Jungenaufzucht stattfindet.

Um Mähverluste bei Niederwild und Rehwild zu verhindern oder zu minimieren, empfiehlt sich die Einhaltung spezieller Mähregime. Um ein gedecktes Auswech-seln aus der Wiese zu ermöglichen, hat sich das Mähen von innen nach außen sehr gut bewährt.

Auch die Anwendung von diversen Vergrämungsmethoden hat sich in der Praxis bewährt. Dabei werden etwa Scheuchen, wie blinkende Baustellenlampen, Radios, Glocken, Kunststoffolien, Alufolien und ähnliches am Vorabend der Mahd im betreffenden Feldstück aufgestellt, um das Wild zum Verlassen der Wiese zu bewegen. Da schon nach kurzer Zeit ein Gewöhnungseffekt eintritt, sollten diese Vergrämungsmaßnahmen erst am Vortag erfolgen. Das Belassen ungemähter Wiesenteile oder eine späte Mahd (ab 1. Juli) haben sich in ausgeräumten Agrarlandschaften ebenfalls als zielführende Maßnahmen zur Einstandsbildung für Niederwildarten erwiesen.

Hochwildbiotope - Extensivgrünland der montanen und subalpinen Zone:

Zwar dominiert in diesen Höhenlagen flächenmäßig der Wald, doch extensive Mähflächen, Hutweiden, Bergmäher und Almen bilden wichtige Freiflächen. Grünlandnutzer im

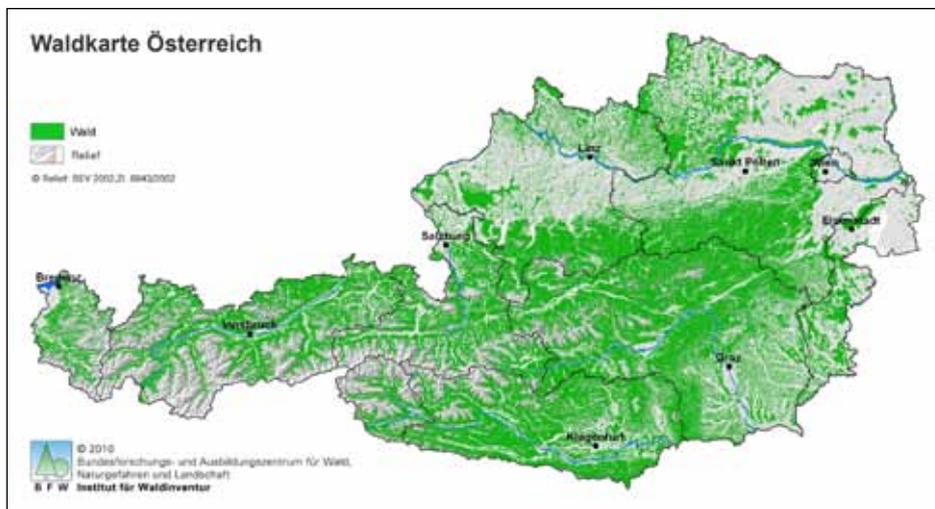


Abbildung 3: Waldfläche in Österreich, Quelle: Österreichische Waldinventur (<http://bfw.ac.at>)

Der Schwund ehemals gepflegter Grünlandflächen reduziert vor allem im Frühling, Herbst und Winter gebietsweise die Nahrungsgrundlagen für Wildtiere. Wildäsungsflächen sollten mindestens einmal im Jahr gemäht oder gemulcht werden, um im Herbst und Winter entsprechend leichtverdauliche Äsung zu bieten.

Die effektiv verfügbare Äsung hängt aber nicht nur vom potenziell vorhandenen Nahrungsangebot ab. Sie wird durch limitierende Faktoren, wie Schneelage, Beunruhigung, Mobilitätsbehinderung und Nahrungskonkurrenz begrenzt.

Bergland sind Wildtiere wie Reh- Rot- und Gamswild, aber auch Auerwild und das Birkwild in höheren Lagen. Zudem profitiert eine Vielzahl von Vogelarten wie Alpendohle, Turmfalke, Ringdrossel, Feldlerche, Alpenbraunelle u. v. m. Österreich ist mit aktuell rund 4 Millionen Hektar Wald fast zur Hälfte (47,6 %) bewaldet, und die Waldausstattung in Österreich steigt weiter. Durch den Klimawandel kommt es zu einem Ansteigen der Waldgrenze, die reich gegliederten Strukturen in der Kampfzone des Waldes schließen sich auf und gehen in geschlossene Waldgesellschaften über. Auf der anderen Seite wurde die Bewirtschaftung zahlloser Grenzertragsböden, Niederalmen (in der Steiermark als „Huben“ bezeichnet) und Steilflächen aufgelassen, sie wurden aufgefördert oder der Sukzession überlassen.

Um die Nahrungsressourcen optimal nutzen zu können, muss auch beachtet werden, dass es zu keiner landwirtschaftlichen Übernutzung kommt. Vor allem die Nutzungsdauer sollte im Herbst begrenzt sein. Aus jagdlicher Sicht optimal wäre, wenn der letzte Aufwuchs im Jahr (Spitzweide = etwa fausthoher Aufwuchs) für das Wild als Herbst und Winteräsung verbleibt.

Nahrungsangebot – im Jahreslauf:

Gerade unsere Wildwiederkäufer sind auf das Vorhandensein von wenig verholzter Grünlandäsung angewiesen, besonders das Rehwild als Wiederkäuertyp ein Konzentratselektierer, benötigt leichtverdauliche energiereiche Äsung. Ähnliches gilt für den Gams, der zwar der Gruppe der Mischäser (Intermediärtyp) angehört, im Sommer und Herbst aber sein Äsungsverhalten tendenziell in Richtung Konzentratselektierer verändert.

Nahrungsunabhängige Habitatfaktoren:

„Biotopkapazität und Biotopattraktivität (Habitatqualität) hängen nicht ausschließlich vom Nahrungsangebot ab. ...“ (REIMOSER 2004). Von großer Relevanz ist der Faktor Einstand, er wird in die beiden Typen - Deckungs- und Wohnraumeinstand geteilt. Erst optimale Einstandsmöglichkeiten komplettieren gute Wildtierhabitate. Kommt es zu einem Ungleichgewicht zwischen diesen Faktoren, sind Wildschäden die Folge. Der Erhaltung von Grünlandflächen in walddreichen Gebieten muss aus obengenannten Gründen absolute Priorität eingeräumt werden.

Als Beispiel sei hier die Almwirtschaft genannt:

Durch traditionelle Bewirtschaftung entstandene abwechslungsreiche Strukturen, Weideflächen verzahnt mit Deckungseinständen, stellen im Bergland in der Regel gute Lebensräume dar. Um die Biotopattraktivität zu gewährleisten, sollte bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in Almgebieten auch auf die Erhaltung abwechslungsreicher Strukturen Rücksicht genommen werden. So sollte bei Schwendarbeiten auf die Schaffung von Reinweideflächen verzichtet werden und Baumgruppen oder zumindest einzelne Bäume belassen werden. Auch sollten nicht alle Zwergsträucher und Verjüngungsgruppen entfernt werden – die Rauhfußhuhnbestände werden es mit steigenden oder zumindest stabilen Bestandszahlen danken.

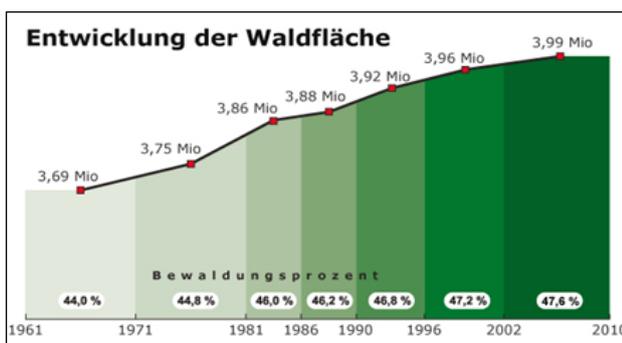


Abbildung 4: Entwicklung der Waldfläche in Österreich, Quelle: Österreichische Waldinventur (<http://bfw.ac.at>)

Als Beispiel: Das Rotwild

Das Rotwild ist dem Intermediärtypus (Mischäser) zuzuordnen mit eindeutiger Tendenz zum Grasfresser (HOFMANN 1976). Die Zusammensetzung der aufgenommenen Äsung

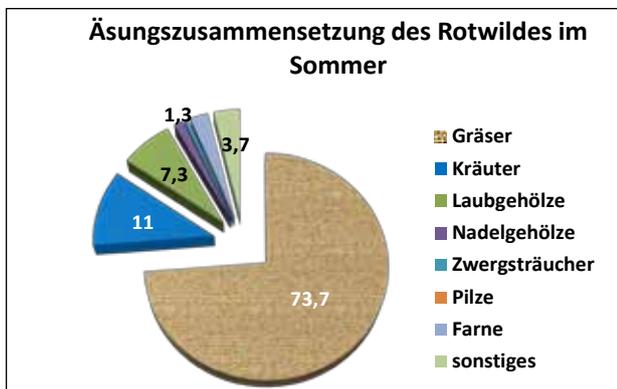


Abbildung 5: Zusammensetzung der Rotwildäsung im Sommer; Quelle: Daten der Pansen- und Kotanalysen KLANSEK 2007

hängt hauptsächlich von der Verfügbarkeit, Erreichbarkeit und der Attraktivität der potenziellen Futterflächen ab.

Rotwild hat eine große Bandbreite an nutzbarer Äsung (KLANSEK 1999): Gräser, Kräuter, Laub- und Nadelgehölze, Zwergsträucher, Pilze, Farne.

Wie in der Einleitung erwähnt, unterliegt die Wildtiernahrung auch immer (jahres-)zeitlichen Veränderungen. Das trifft in besonderem Maß auf die Grünlandäsung zu.

Während im Sommer der Gräser/Kräuteranteil fast 85 % ausmachen kann, kann dieser im Winter auf rund 30 % zurückgehen. Der Anteil wird durch andere verfügbare Äsungspflanzen ersetzt. In vielen Gebirgsregionen wird eine wiederkäuergerechte Fütterung notwendig sein, um Nahrungsengpässe durch hohe Schneelagen zu vermeiden und Wildschäden zu minimieren. Besonders gefährdet sind Monokulturen in stark störungsbelasteten Revieren, in de-

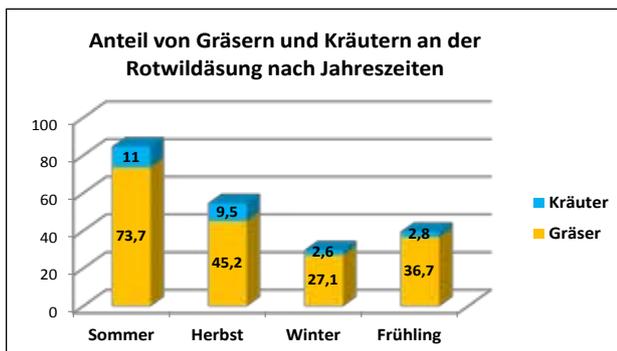


Abbildung 6: Zusammensetzung der Rotwildäsung (nach Daten durch Pansen- und Kotanalysen, KLANSEK 2007)

nen das Rotwild nicht ungestört seinem Äsungsrhythmus nachkommen kann.

Unser Hochwild benötigt im Mittel 6 Äsungsperioden in 24 Stunden, und nimmt dabei je nach Größe bis zu 20 kg Frischäsung (bis 5 kg TM) auf. In Futtermitteln nahm die Aufnahme von Fichtenrinde (Schälaktivität) bei gestörtem Äsungsrhythmus im Vergleich zu ungestörter Äsungsaufnahme um mehr als das 4-fache (+425 %) zu (VODNANSKY, Nitra 2011).

Extensivgrünland bietet aufgrund seiner hohen Biodiversität wichtige Nahrungsressourcen und Einstände für eine Vielzahl von Wildtieren. Dass divergierende Nutzungsinteressen nicht immer friktionsfrei sind, liegt auf der Hand, die Ansprüche von Landwirtschaft und Jagd liegen aber oft nicht weit von einander entfernt. In einem ehrlichen Dialog sollten alle Landnutzer aufeinander zugehen, zum Wohl unserer Fauna und Flora.

Literatur:

- BÖCK, C. (2010): Grünland als Lebensraum für Wildtiere. Tagungsbericht zum 16. Alpenländischen Expertenforum „Biodiversität im Grünland“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 37-39.
- BUCHGRABER, K. (2005): Nahrungsangebot für Rehwild auf Grünland- und Ackerflächen. In: Bericht über die 11. Österreichische Jägertagung 2005 zum Thema Rehwild in der Kulturlandschaft. Aigen/Ennstal, 15.-16.02.2005, 27-32.
- FRÜHAUF, J. (2010): Die Bedeutung des Grünlandes für die Vogelwelt. Tagungsbericht zum 16. Alpenländischen Expertenforum „Biodiversität im Grünland“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 25-32.
- KLANSEK, E. (1999): Nutzung von Wiesen durch Rotwild. Tagung für die Jägerschaft, 17. und 18. Juni 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 9-12.
- KLANSEK, E. (2007): Saisonale Äsungspräferenzen von Rot-, Reh- und Gamswild in Abhängigkeit vom Äsungsangebot. Umweltprobleme im Alpenraum, Achenkirch, 15.05.2007.
- MÜLLER, F. (2004): Wildbiologische Informationen für den Jäger. Band 1 Haarwild, Verlag Dr. Kessel, ISBN: 3-935638-51-5.
- PÖTSCH, E.M. (2010): Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im Grünland. Bericht zum 16. Alpenländischen Expertenforum zum Thema „Biodiversität im Grünland“, 1-10.
- REIMOSER, F. (2004): Äsungsverbesserung und Fütterung für Schalenwild in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft - Grundsätzliche Aspekte aus wildökologischer Sicht unter besonderer Berücksichtigung der Wildschadensvermeidung im Wald. Ernährung des Rot-, Reh- und Gamswildes - Grundlagen, Probleme und Lösungsansätze. BAL Gumpenstein, 16.-17.02.2004, 77-83.
- VODNANSKY M. (2011): Expertenexkursion in die Slowakei.

Grünland im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Landwirtschaft am Beispiel „Rund um ‘s Moor“

Karl Buchgraber^{1*}

Gelebter Naturschutz ist die beste Form, den Lebensraum zu erhalten und zu fördern, wobei dem Einzelindividuum in den vernetzten Gesellschaften eine besondere Bedeutung zukommt. Die pflegliche und ordnungsgemäße Landbewirtschaftung steht für die Sicherung der Lebensgrundlagen auch als Basis für die Ernährung durch heimische Lebensmittel. Die Bauernfamilien, die im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und der Landnutzung leben, sind die wahren „praktischen“ Hüter der natürlichen Ressourcen. In den letzten 20 Jahren sind viele Gesetze, Verordnungen und Richtlinien für den maßvollen täglichen Umgang mit der sogenannten „Umwelt“ umgesetzt worden. In Regionen mit extensiver „naturschonender“ Nutzung der Ressourcen sahen die „Bauern“ ihr bisheriges Arbeiten im Einklang mit der Natur in den normativen Vorgaben bestätigt, in den Gunstlagen mit höheren Potenzialen kam es bei intensiver Nutzungsausrichtung durchaus zu Einschränkungen in der Bewirtschaftung. Die eingeführten Grenzwerte und Obergrenzen werden durch „Anreize“ (ÖPUL, NATURA 2000, AZ) und Verbote (WRG, EU-Nitratrichtlinien, Aktionsprogramm, Tierschutzgesetz, etc.) in der „guten landwirtschaftlichen Praxis“ kaum zum Thema. Die bestehende Flächenknappheit, der Druck und Anreiz zu immer höheren Leistungen am Feld und im Stall sowie die Gier des Menschen führt auch fallweise zu Überschreitungen, die verständlicherweise intensive Reaktionen in der Gesellschaft auslösen. Die Courage in der Bauernschaft, ihre „schwarzen Schafe“ nach einem Fehlverhalten zur Rede zu stellen, wächst. Der Natur- und Tierschutz geht mit seinen Forderungen in den letzten 25 Jahren in die Fläche, in die Kulturlandschaft und in den Stall, wo wichtige Inhalte transportiert und umgesetzt werden. Künftig sollte dieses Augenmerk beibehalten und der Fokus auf die arbeitende und naturschützende Bauernschaft mit mehr Vertrauen gerichtet werden. Ebenso sollte die Natur- und Tierschutzarbeit in der Gesellschaft dahingehend intensiviert werden, dass die Wertschätzung für den schonenden Umgang mit den natürlichen Ressourcen steigt und im eigenen Verhalten in der „Natur“ sowie vor dem Kaufregal zu einer besseren Wertschöpfung bei der heimischen Bauernschaft führt.

Entwicklung Naturschutz/Landwirtschaft

Eigentlich sind Landwirtschaft und Naturschutz ebenso in einer Familie wie Wald- und Wasserwirtschaft sowie Jagdwirtschaft und sollten sich, in Anbetracht des ge-

meinsamen Überbaus, wie vernünftige „Geschwister“ mit Zuneigung ergänzen. Bei Begehungen zu Projekten, wo alle „Geschwister“ gefordert sind, spürt man oft nur die „versteinerte“ Sichtweise der Experten in ihrem Fachgebiet. Alles an Argumenten wird ausgepackt, um in seinem sektoralen Denken das Projekt in eine Richtung zu treiben. Nicht selten kommen persönliche Eitelkeiten und das jeweilige Wohlbefinden hinzu. Auffallend auch, dass der vermeintlich schwächere Akteur meist deutlich übers Ziel hinausschießt.

Bei einem ehrlichen Abwiegen aller Argumente und die noch in die Zukunft gedacht, gelingt es tatsächlich, dass Lösungen zustande kommen, wo alle plötzlich das Empfinden spüren, eine gute Lösung für alle erreicht zu haben. Solche Begehungen brauchen länger, sind fordernd und lohnend. In jedem Fall sind Fach- und Sozialkompetenz von allen Akteuren gefordert. Mit einer derartigen Vorgangsweise schafft man brauchbare Lösungen und es entstehen Partnerschaften, die für die Umsetzung ganz entscheidend sind.

Für den Bewirtschafter der Flächen werden sich die Rahmenbedingungen mit der nächsten ÖPUL-Periode und vor allem mit dem Fallen der Milchkontingentierung ändern. Es sollten genügend Anreize für eine „ökologisch-produktive“ Nutzung bleiben, dass die Landwirte einen hohen Flächenanteil in diesem „naturnahen“ Segment der Bewirtschaftung belassen können. Ein Teil, der einfach mehr produzieren will, wird aus diesem „grünen Korsett“ ausbrechen, um später draufzukommen, dass die entgeltunterstützten Förderprogramme durch gesetzliche Obergrenzen abgelöst werden. Es wäre enorm wichtig, möglichst viele Flächen und Betriebe im Ökologisierungsprozess zu behalten. Eine gute Zusammenarbeit mit dem Naturschutz und eine gute finanzielle Abgeltung der Maßnahmen sollte die Landwirte in den Programmen halten. Erst wenn viele Flächen in den ÖPUL Maßnahmen eingebunden sind, ergibt sich für den Naturschutz ein mosaikhafter und vernetzter Lebensraum. Dieser wertvoll genutzte Lebensraum bietet Möglichkeiten eines differenzierten Naturschutzes, abgestimmt in Raum und Zeit.

Ein Bauer, der sich durch einen zu starken „Naturschutz-Druck“ als enteignet betrachtet, hört auf, ein echter „Bewirtschafter und Partner“ zu sein. Er geht dann als wichtiger Teil in diesem Ökologisierungskonzept mehr und mehr verloren.

¹ LFZ Raumberg-Gumpenstein, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft, A-8952 Irdning

* Ansprechpartner: Univ.-Doz. Dr. Karl Buchgraber, email: karl.buchgraber@raumberg-gumpenstein.at

Bewirtschaftungsintensität und Naturschutz

Eine standortangepasste Bewirtschaftung, sowohl in der Nährstoffzufuhr als auch in der Nutzungshäufigkeit, sind eine gute Basis für eine Balance im Pflanzenbestand. Die Grünland- und Viehwirtschaft sollte zumindest in den Berglagen die kreislaufbezogene Anpassung des Futterangebotes für den Tierbesatz bzw. für die Leistungshöhe geben. Die Erhöhung des Tierbesatzes und der Leistung mit externer Energie bzw. Proteinen sollte ebenso nicht gefördert werden, wie eine weitere Leistungsausdehnung außerhalb der natürlichen Ressourcen mittels genomischer Züchtungsmethoden. Wird die Intensität in mehr Schnitten in den Gunstlagen gesteigert, so wird dies zu besserem Futter, bei einer geringeren Artenvielfalt führen (BUCHGRABER, SOBOTIK 1995; PÖTSCH, BLASCHKA 2003). Geht allerdings die Bewirtschaftung, insbesondere die kreislaufbezogene Nährstoffzulieferung, zurück, so kommt es zu einer Aushagerung. Diese Aushagerung auf Hut- und Almweiden sowie auf Einschnittwiesen führt zu Nährstoffmangelerscheinungen, die ebenso zu einer Artenverarmung führt. Wird aufgrund mangelnder Erträge, die Nährstoffmangelsituation führt dazu, die Bewirtschaftung wegen ökonomischer Sinnhaftigkeit aufzugeben, so kommt es zur Verbuschung und Verwaldung. Jährlich gehen in Österreich rund 5.000 ha ökologisch artenreiche Wiesen und Weiden verloren (BUCHGRABER 1995). Hier gibt es den größten Verlust an Artenvielfalt und möglicherweise auch an offener Kulturlandschaft (PÖTSCH 2010). Aus Sicht des Naturschutzes sollte nach 15 Jahren „Extensivierung und Aushagerung“ der Flächen nachgedacht werden, ob eine kreislaufbezogene „bilanzierte“ Nährstoffrückführung zur Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und der Artenvielfalt auch bei den Natura 2000- sowie auf bestimmten Naturschutzflächen erfolgen sollte (AIGNER et al. 2012).

Weder eine Intensivierung noch eine Aushagerung bzw. Verwaldung führen zu einer hohen Artenvielfalt, es ist die standortangepasste Nutzungsform.

Beispiele Landwirtschaft/Naturschutz/ Tourismus/Wasserwirtschaft

Es gibt in Österreich wunderbare, herzeigbare Projekte, die völlig integriert ohne besonderes Aufsehen laufen. Ich habe schon vor 25 Jahren versucht, die damals, insbesondere im Steirischen Ennstal, verhärteten Fronten zwischen Naturschutz und Landwirtschaft aufzulösen. Meine Herangehensweise war immer, eine Lösung zu finden, die einen tragbaren vernünftigen Ansatz bietet. Wenn die Beteiligten dann nach und nach Vertrauen in die handelnden Akteure bekommen haben und auch selber die Sinnhaftigkeit an den Ergebnissen erkannt haben, dann steht einer Weiterentwicklung und Verfeinerung nichts mehr im Weg.

Putterersee

Dieser Moorsees im mittleren Ennstal war vor 25 Jahren in der Wasserqualität aufgrund der Eutrophierung von den angrenzenden Mais- und Wiesenflächen nahezu kaputt. Er war weder als Fischwasser noch als Badeseesee mehr nutzbar. Überlegungen vor 25 Jahren gingen in Richtung

Sauerstoffbelüftung und Absaugen des Moorschlammes aus dem See. Ich habe damals den acht Grundbesitzern und Bewirtschaftern im Einvernehmen mit der Gemeinde Aigen einen Bewirtschaftungsplan vorgelegt. Dieser beinhaltete:

- Umwandlung der zwei Maisflächen in Dauergrünland
- Der Gürtel rund um den See – keine Düngung, auch kein Wirtschaftsdünger
- Einmalige Mahd im August
- Im Zuflussbereich reduzierte Düngung

Diese Maßnahmen wurden von den Bewirtschaftern vor 25 Jahren per Vertrag übernommen, die Gemeinde bezahlte vorerst den Nutzungsentgang – später wurden diese vom Biotoperhaltungsprogramm und letztlich vom ÖPUL übernommen. Die Bauern hielten die Maßnahmen ohne Zwischenfall bestens ein und die Wasserqualität stieg trotz besserer Auslastung der Badeanstalt in die erste Qualität an. In den 25 Jahren wurden durch den permanenten Nährstoffentzug rund 500 bis 1.000 kg Stickstoff/ha, 500 bis 1.000 kg Phosphat/ha und 1.500 bis 2.000 kg Kali/ha dem Boden entnommen. Es zeigt sich in diesem Fall noch kein Mangel. Auch die Biodiversität auf den moorigen Einschnittflächen stieg extrem an, vor allem die *Iris sibirica* kam wieder zurück (BOHNER et al. 2010).

Dieses Beispiel zeigte, dass über 25 Jahre ein besonders sensibles Biotop bei guter Abstimmung in der Bewirtschaftung ökologisch profitierte und die Bewirtschafter (Landwirtschaft und Tourismus) keine allzu großen Einschnitte hatten.

Rund um's Moor

Das Zickenbacher Tal in den Gemeinden Rohr/Eisenhüttl/Heugraben im Bezirk Güssing/Bgld. beherbergt ein Moor, welches im Pannonikum liegt. 42 Bauern, früher Rinderbauern, mittlerweile alle Ackerbauern mit Schweinehaltung, produzierten in der Moorfläche (42 ha) und in der Randzone (144 ha) vornehmlich Mais, Getreide und Soja. Die Flächen rund ums Moor weisen eine mittlere Hangneigung auf, die bei Regenfällen nährstoffreiche Erde in das Moor verfrachten.

Im Jahre 2003 wurde ein Leader+ Programm gestartet, in dem die Rinderhaltung und die Grünlandwirtschaft über einen Verein „Rinderweide am Zickenbacher Moor“ in der Kern- und in der Randzone nach und nach wieder eingeführt wurden. Im Jahre 2003 waren von den 184 ha nur 24 % Grünlandanteil, dieser wurde bis 2011 auf 64 % gesteigert. Hingegen wurden die Ackerkulturen, insbesondere Mais, stark reduziert. Im Jahre 2010 wurde die Kernzone erst frei von Ackerkulturen. Die Nutzung der Grünlandflächen wird über „Moorochsen“ durchgeführt. Im Jahre 2003 wurden in der Kernzone (42 ha) noch 1.047 kg N, 1.022 kg P₂O₅ und 1.846 kg K₂O jährlich mehr zugeführt, als von den Pflanzen aufgenommen wurde. Mittlerweile entzieht man auf derselben Fläche jährlich um 967 kg N, 534 kg P₂O₅ und 1.000 kg K₂O mehr an Nährstoffen. In der Randzone wurde die Düngung aufgrund der veränderten Fruchtfolge auch stark zurückgenommen. In der Hoftorbilanz wird um 3.085 kg N, 895 kg P₂O₅ und 3.875 kg K₂O mehr, in Form von Fleisch, exportiert. Mittlerweile läuft dieses Projekt

bereits 10 Jahre und es kann hochgerechnet werden, welche großen Mengen an Nährstoffen dem „System“, die sicher davon aufgetankt wurden, entzogen wurden. Betrachtet man die Bodenqualität durch die Einsaat von Wiesen und Weiden sowie durch die verbesserte Fruchtfolge, so stieg die Aggregatstabilität in der Kernzone von 57 auf 76 % um 19 %-Punkte an. In der Randzone brachte die verbesserte Fruchtfolge 7 %-Punkte (von 32 auf 39 %) und bei Umwandlung in Acker zu Grünland konnte die Aggregatstabilität sogar um 27 %-Punkte (von 28 auf 55 %) erhöht werden. Das heißt, auch wenn Starkniederschläge kommen, wird gar nichts, oder deutlich weniger von den Flächen erodiert. Im Kernzonenbereich fand in den letzten Jahren kein Erosionseintrag mehr statt.

In der Botanik wurde anfänglich, durch das Weideverbot in gewissen Teilen der Kernzone, die Goldrute (*Solidago virgaurea* L.) stark gefördert – sie drohte alles zu überwuchern. Mittlerweile konnte durch die teilweise Beweidung und Mahd die Goldrute wieder zurückgedrängt werden.

Durch die Veränderung der Bewirtschaftung konnte dem Moor mit all seiner Flora und Fauna wieder eine Basis gegeben werden. Die 42 Bauern bewirtschaften mit den inzwischen imageträchtigen Moorochsen diese Grünlandflächen und können bei den derzeitigen Förderungsprogrammen auch ökonomisch ein positives Ergebnis einfahren – ohne öffentliche Zuwendung wäre diese Form der Bewirtschaftung bei den Fleischpreisen nicht rentabel.

Schlussfolgerung

Das Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Naturschutz lässt sich beiderseits abbauen. Eine vertrauensvolle Partnerschaft ist die Voraussetzung für einen nachhaltigen

Aufbau einer „mosaikförmigen Bewirtschaftung in Abstimmung mit den naturschutzmäßigen Erfordernissen“. Der Bauer muss auch wirtschaftlich aus seiner Bewirtschaftung überleben können. Der Bauer mit seinem raufutterverzehrendem Vieh ist für die Grünlandgebiete schlechthin die Überlebensfrage für eine Aufrechterhaltung der Kulturlandschaft und somit der ökologisch wertvollen Flächen. In den hügeligen Ackerbaugebieten wäre eine Rückführung in permanent bewachsene Flächen zu überdenken.

Literatur

- AIGNER, S. et. al. (2012): Standortangepasste Düngewirtschaft in Natura-2000-Gebieten in Südtirol. Projektbericht März 2012, eb&p Umweltbüro Klagenfurt, 92 S.
- BOHNER, A., H. KERSCHBAUMSTEINER und F. STARLINGER (2010): Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen am Putterersee (Bezirk Liezen, Steiermark). *Joannea Botanik* 8, 19-41.
- BUCHGRABER, K., M. SOBOTIK (1995): Einfluss der Grünlandwirtschaft auf die Artenvielfalt in verschiedenen Pflanzengesellschaften. In: Bereich Expertentagung zum Thema Landwirtschaft und Naturschutz – Gemeinsam erhalten für die Zukunft. 9-23, BAL Gumpenstein.
- BUCHGRABER, K. (1995): Österreich braucht Wiesen, Weiden, das Vieh und seine Landwirte. *Der fortschrittliche Landwirt* 73, (19), Sonderbeilage, 1-8.
- PÖTSCH, E. M. und A. BLASCHKA (2003): Abschlussbericht über die Auswertung von MAB-Daten zur Evaluierung des ÖPUL hinsichtlich Kapitel VI.2A „Artenvielfalt“. Gumpenstein, Dezember 2003. 37 S.
- PÖTSCH, E. M. (2010): Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im Grünland. Bericht zum 16. Alpenländischen Expertenforum zum Thema „Biodiversität im Grünland“, 1-10.

Extensivgrünland als wichtigste Ressource für den Agrarumweltindikator HN VF

Erich M. Pötsch^{1*}, Bernhard Krautzer¹ und Andreas Bartel²

Zusammenfassung

High Nature Value Farmland (HN VF) wurde von der Europäischen Union für die laufende Programmperiode der ländlichen Entwicklung als wichtiger Agrarumweltindikator eingeführt und muss von den einzelnen Mitgliedsländern im Rahmen der Programmevaluierung verpflichtend ausgewiesen werden. Sowohl die Definition als auch die Vorgangsweise bei der Erhebung von HN VF unterscheidet sich in den einzelnen Ländern beträchtlich und geht von einer einfachen Zuordnung auf Basis von Flächennutzungsdaten bis hin zur komplexen Verschneidung und Gewichtung unterschiedlichster Landnutzungs-, Struktur- und Biodiversitätsdaten. In jedem Fall stellt jedoch Extensivgrünland die wichtigste Ressource für diesen in der breiten Öffentlichkeit bisher noch wenig bekannten Indikator dar. Extensivgrünland findet sich in den meisten Ländern in eher benachteiligten Gebieten und ist sowohl von zunehmender Intensivierung als auch von Nutzungsaufgabe bedroht. Im Rahmen des INTERREG-Projektes SALVERE „Semi-natural grassland as a source of biodiversity improvement“ befasste sich ein Arbeitspaket auch mit Fragen zu HN VF. Neben dem status quo hinsichtlich Definition, Ausweisung und Verantwortlichkeit wurden mittels mehrerer Befragungen der Informationsstand bzw. die Einstellung unterschiedlicher Interessensgruppen zu HN VF und Extensivgrünland erhoben. Es zeigte sich dabei, dass das Wissen um HN VF und dessen Bedeutung noch sehr wenig ausgeprägt ist und die befragten Interessensgruppen teilweise sehr divergierende Ansichten hatten. Es braucht daher zukünftig mehr an spezifischer Information zur Bedeutung und Wirkung von HN VF für unsere Umwelt, aber auch zur Rolle der Landwirtschaft im Hinblick auf Natur- und Umweltschutz. SALVERE hat letztlich eine essentielle Basis für die sachgerechte Nutzung von Extensivgrünland als wichtige Quelle für Biodiversität gelegt und den zahlreichen Anwendern mit einem wissenschaftlich fundierten Handbuch ein praktikables Werkzeug zur Verfügung gestellt.

Summary

High Nature Value Farmland (HN VF) has been implemented by the EU as an important agri-environmental indicator for the running programme period of rural development. HN VF has to be displayed compulsory by the EU member states. Both the definition and also the approach of identification of HN VF is strongly different in several countries and ranges from a simple classification based on land use data to complex combination of various land-use, structural and biodiversity data. But in all cases semi-natural grassland can be seen as the most important source for this indicator that is not well known in public so far. Extensively used grassland is in most countries located in more unfavourable regions and is threatened by intensification as well as by land abandonment. Within the INTERREG-project SALVERE „Semi-natural grassland as a source of biodiversity improvement“, one work package was dealing with aspects of HN VF. Apart from the status quo in terms of definition, designation and responsibility, the attitude towards and the information level on HN VF have been observed by means of questionnaires which were answered by different groups of stakeholders. It could be shown that HN VF and its importance is not well known at all and there were strongly contrasting opinions of the different stakeholders on some of the mentioned topics. There is the need for more specific information on the importance and effect of HN VF on our environment but also on the role of agriculture in terms of nature conservation and environment. SALVERE has finally provided an essential basis for an appropriate use of semi-natural grassland as an important source of biodiversity and has also provided a practicable tool for various users by a scientifically based handbook.

¹ LFZ Raumberg-Gumpenstein, Abteilung Grünlandmanagement und Kulturlandschaft und Abteilung Vegetationsmanagement im Alpenraum, A-8952 Irnding

² Umweltbundesamt Wien, Landnutzung & Biologische Sicherheit, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien

* Ansprechpartner: Univ.-Doz. Dr. Erich M. Pötsch, email: erich.poetsch@raumberg-gumpenstein.at

Was bedeutet HN VF?

HN VF steht für „High Nature Value Farmland“ (Landwirtschaftlich genutzte Flächen mit hohem Naturwert). Dieser Begriff, der generell eine extensive (low-input) Landbewirtschaftung mit positiven Auswirkungen auf die Biodiversität beschreibt, wurde bereits 1993 von BALDOCK et al. verwendet. Das HN VF-Konzept wurde auf europäischer Ebene intensiv diskutiert und weiterentwickelt und schließlich für die laufende Programmperiode zur ländlichen Entwicklung (2007-2013) gemäß EC (2006) bzw. CMEF (2006) als neuer Agrar-Umwelt-Indikator eingeführt (ANDERSEN et al. 2004; EEA 2005; EEA 2006; BMLFUW 2009). Die EU-Mitgliedsländer sind dadurch verpflichtet, sowohl in der midterm- als auch in der ex-post-Evaluierung ihres LE-Programmes das nationale Flächenausmaß an HN VF und dessen Entwicklung auszuweisen. Zahlreiche Vorschläge zur Definition und Ausweisung von HN VF wurden erstellt und schließlich auch im Auftrag der DG Landwirtschaft publiziert (IEEP 2008; EC 2009). Entsprechend diesen Dokumenten liegt die Hauptintention von HN VF darin, eine Verknüpfung zwischen Bewirtschaftungspraxis von landwirtschaftlich genutzten Flächen/Habitaten und Biodiversität herzustellen und zugleich auch jene treibenden Kräfte aufzuzeigen, die zu deren Erhaltung aber auch Beeinflussung führen. Die Artenvielfalt zählt neben dem Boden, dem Wasser und dem Klima zu jenen zentralen Schutzgütern, die im Rahmen der Evaluierung der LE-Programme im Mittelpunkt des Interesses stehen. Dies gilt insbesondere für die Evaluierung der Agrarumweltprogramme, deren Maßnahmenwirkung auf die genannten Schutzgüter mittels zahlreicher spezifischer Forschungsprojekte untersucht wird. HN VF wird sowohl als baseline-, result- als auch als impact-Indikator eingesetzt und deren Angabe von den einzelnen Mitgliedsstaaten eingefordert (Tabelle 1).

Grundsätzlich werden dabei 3 unterschiedliche Typen von HN VF unterschieden:

HN VF-Typ 1: umfasst naturnahe landwirtschaftliche Flächen, die eine hohe biologische Vielfalt aufweisen und durch eine extensive (low-input) Bewirtschaftung gekennzeichnet sind. Die Hauptquelle für HN VF-Typ 1 sind extensiv bewirtschaftete Wiesen- und Weideökosysteme sowie extensiv genutzte Äcker und Weingärten.

HN VF-Typ 2: beschreibt einen auf Landschaftsebene übergeordneten Typ an landwirtschaftlichen Systemen mit hohem Strukturreichtum und Naturwert. Traditionelle Kulturlandschaften mit einem Mosaik an vorwiegend extensiven, teilweise aber auch intensiver genutzten oder brachliegenden landwirtschaftlichen Flächen und Struktur-

elementen sowie Kleinstrukturen, wie Ackerrainen, Hecken, Steinmauern, Wald- und Gebüschgruppen, kleinen Flüssen etc. Durch die vielfältige Lebensraumausstattung weisen solche Mosaiklandschaften einen vergleichsweise hohen Artenreichtum auf und besitzen zugleich hohe Wertigkeit für das Landschaftsbild.

HN VF-Typ 3: charakterisiert jene landwirtschaftlichen Flächen, die wichtige Lebensräume für seltene Arten oder für Arten von regionalem, europäischem oder globalem Schutzinteresse bieten. Flächen des Typs 3 können auch intensiv landwirtschaftlich genutzt werden und sind dann meist nicht besonders artenreich. Das erklärt, warum sich dieser Typ flächenmäßig oft nicht mit dem Vorkommen der beiden anderen HN VF-Typen deckt. Flächen des HN VF-Typs 3 würden hinsichtlich der Biodiversität in vielen Fällen von einem Wechsel zu extensiveren Landnutzungsmethoden und von einem größeren Vorkommen an semi-natürlichen Landschaftselementen profitieren.

HN VF – aktuelle Situation in Österreich

Das Umweltbundesamt in Wien wurde seitens des BMLFUW beauftragt, die Berechnung und Ausweisung von HN VF für Österreich durchzuführen. Bislang wurden zwei der insgesamt drei HN VF-Typen in ihrem Flächenausmaß für das Ausgangsjahr 2007 (= baseline) sowie für die Jahre 2009 (= erstes impact-Jahr) und 2010 (= ergänzendes impact-Jahr) bestimmt (Umweltbundesamt 2011; BIRDLIFE 2011; Umweltbundesamt 2012). Methodisch wurde dazu die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche in Rasterzellen (je 1 km²) unterteilt und unter Einbeziehung von INVEKOS-Daten zur Nutzung und Struktur (für jede einzelne Rasterzelle wurde dazu ein Strukturwert ermittelt, der sich aus einer Kombination aus der Anzahl der Kulturen und Schläge errechnet) und hinsichtlich HN VF bewertet.

HN VF-Typ 1

Ergänzend zu den Vorgaben der Europäischen Union wurde der HN VF-Typ 1 in einen „besonders wertvollen“ und in einen „allgemeinen“ Bereich unterteilt und ausgewiesen. Beim HN VF-Typ 1 „besonders wertvoll“ wurden ausschließlich solche naturschutzfachlich hochwertige Biotoptypen berücksichtigt, die eine regelmäßige, extensive Bewirtschaftung bzw. eine gezielte Außernutzungsstellung bedingen. Der HN VF-Typ 1 „allgemein“ erweitert diese Grundvoraussetzung und umfasst auch mittelintensiv genutzte Flächen mit besonderer und/oder auch mittlerer Biodiversität, die in Österreich einst sehr weit verbreitet waren, aber durch ihre relativ leichte Intensivierbarkeit

Tabelle 1: HN VF-Indikatoren (CMEF 2006)

| Indikatorbezeichnung | Indikatorbeschreibung | Messgröße/Parameter |
|-----------------------|--|--|
| Baseline indicator 18 | Biodiversität: land- und forstwirtschaftliche Flächen mit hohem Naturwert | ha LF mit HN VF-Status |
| Result indicator 6 | Fläche, die mit erfolgreicher Landbewirtschaftung zur Artenvielfalt und HN VF (Land- und Forstwirtschaft) beiträgt | ha an HN VF land- und forstwirtschaftlich genutzter Fläche mit erfolgreicher Bewirtschaftung |
| Impact indicator 5 | Erhaltung von HN VF land- und forstwirtschaftlich genutzter Fläche | Qualitative und quantitative Veränderungen an HN VF land- und forstwirtschaftlich genutzter Fläche |

Tabelle 2: Flächenausmaß und relativer Anteil an HN VF-Typ 1 in Österreich (Umweltbundesamt 2012)

| | Fläche 2007 [ha] | % LF ¹ | Fläche 2009 [ha] | % LF | Fläche 2010 [ha] | % LF |
|----------------------------------|------------------------|-------------------|------------------------|-------|------------------------|-------|
| HN VF-Typ 1 "besonders wertvoll" | 111.377 | 3,9% | 117.766 | 4,2% | 115.414 | 4,2% |
| HN VF-Typ 1 "allgemein" | 819.140 | 29,0% | 801.125 | 28,6% | 761.226 | 27,6% |

¹ Landwirtschaftliche Nutzfläche

vor allem innerhalb der letzten Jahre stark zurückgegangen sind (z.B. artenreiche Fettwiesen und -weiden oder Ackerflächen mit einer vielfältigen Beikrautflora). Methodisch ist anzumerken, dass gegenüber der für 2007 und 2009 sowie 2010 verwendeten „traditionellen“ Vorgangsweise zusätzlich noch eine Optimierung zur Ausweisung von HN VF vorgenommen wurde und die Ergebnisse in einem aktuellen Bericht gesondert verglichen wurden (Umweltbundesamt 2012).

Die besonders wertvolle, nutzungsbedingte Landwirtschaftsfläche mit hohem Naturwert hat gegenüber der baseline (2007) etwas zugenommen und beläuft sich im Jahr 2010 auf 4,2% der österreichischen LF. Das Flächenausmaß des allgemeinen HN VF-Typ 1 hingegen verzeichnet gegenüber dem Basisjahr einen Rückgang um knapp 58.000 ha, wobei diese Reduktion einerseits durch die Abnahme der gesamten LF (- 67.000 ha) durch die wachsenden außerlandwirtschaftlichen Nutzungsansprüche (ca. 30 ha pro Tag!) und andererseits auch durch die Nutzungsaufgabe bedingt ist. Eine große Unbekannte stellt derzeit die aktuelle Feststellung bzw. die daraus resultierende Änderung des Ausmaßes an Almfutterfläche (also jene Fläche, die als Futtergrundlage für landwirtschaftliche Nutztiere dient) dar, die je nach Tierbesatzstärke (>0 und <1 GVE/ha) eine große potenzielle Quelle für HN VF repräsentiert. Insgesamt nimmt der allgemeine HN VF-Typ 1 aber noch immer einen Anteil von etwa 1/3 der gesamten österreichischen LF ein, wobei extensiv genutztes Grünland - trotz rückläufiger Tendenz bei Hutweiden, einmähdigen Wiesen und extensiv bewirtschafteten, jährlich zweimal genutzten Mähwiesen und Mähweiden - den Hauptanteil stellt (BUCHGRABER et al. 2011). Einzig jene Grünlandflächen, die in Naturschutzmaßnahmen eingebunden sind, weisen im Beobachtungszeitraum (2007-2010) einen Anstieg auf. Bei diesen Flächen kann es sich auch um relativ artenarmes Grünland handeln, für das bestimmte Arten- bzw. Naturschutzziele definiert sind.

HN VF-Typ 2

Ein Mosaik an unterschiedlichen Landnutzungen (Vorkommen verschiedener Ackerfrüchte, Grünlandflächen, Obstgärten, Wälder und Gebüsche) bietet eine größere Anzahl an Habitaten und Nahrungsquellen und damit auch günstigere Voraussetzungen für hohe Biodiversität (IEEP 2008). Beispiele für derartige landwirtschaftliche Systeme sind Acker-Grünland-Mischgebiete mit einem erheblichen Anteil an naturnaher Vegetation auf extensivem Dauergrünland und einer engen Verzahnung mit extensiver Ackernutzung. Ein hoher Anteil an Landschaftselementen (HN VF Features)

schafft eine zusätzliche ökologische Wertigkeit. Insgesamt zeichnen sich derartige Landwirtschaftssysteme durch eine Vielfalt in der Landbedeckung und einem erheblichen Anteil an naturnahen Flächentypen (z.B. auch Brachen) aus. Sie sind also weniger durch die Nutzung

auf den einzelnen Schlägen gekennzeichnet, als vielmehr durch eine vielfältige Mischung von Nutzungen und Landschaftselementen auf einem allgemein eher geringen landwirtschaftlichen Intensitätsniveau.

In der vom Umweltbundesamt (2011) erstellten Studie wurde zur Ermittlung des HN VF-Typs 2 für jede Rasterzelle (1 km²) ein sogenannter Strukturwert errechnet, der sich aus der Anzahl der unterschiedlichen Kulturarten und der Anzahl an Schlägen pro landwirtschaftlicher Nutzfläche zusammensetzt. Diese beiden Parameter stellen robuste und wissenschaftlich anerkannte Werte zur Charakterisierung der Nutzung dar, die einen engen Zusammenhang zur biologischen Vielfalt und damit zum Naturwert landwirtschaftlicher Flächen ergeben. Kleine Schlaggrößen und vernetzte Grünland- bzw. Ackersäume tragen merklich zum Strukturreichtum von Landschaften bei, darüber hinaus ist der Anteil an Landschaftselementen in kleinteiligen Kulturlandschaften meist erhöht. Eine hohe Nutzungsvielfalt stellt ein weiteres wichtiges Merkmal für den Strukturreichtum von Kulturlandschaften dar.

Der Strukturwert wurde über nachstehende Formel errechnet:

$$\text{Strukturwert} = (K + S) \cdot \sqrt{\frac{K}{S}} \cdot \log(LF + 1)$$

K = Anzahl der Kulturen pro ha LF einer Rasterzelle, normiert (Division durch den Maximalwert im Jahr 2007: 50 Kulturen/ha)

S = Anzahl der Schläge pro ha LF einer Rasterzelle, normiert (Division durch den Maximalwert im Jahr 2007: 66,7 Schläge/ha)

LF = Landwirtschaftlich genutzte Fläche einer Rasterzelle in ha .

Die Normierung sorgt für Gleichberechtigung der Parameter. Durch den über die Jahre hinweg fixen Normierungsfaktor können nach 2007 Werte über 1 auftreten, die Skalen bleiben aber vergleichbar.

Dieses Maß beinhaltet drei Komponenten, die miteinander multipliziert werden:

- (K+S) = Maß für den Abstand von der 2. Mediane (135° geneigte Gerade) in einem Diagramm, bei dem K und S auf den Achsen aufgetragen werden (Beziehung Kulturen/Schläge).
- $\sqrt{K/S}$ = Maß für das Verhältnis von Kulturartendichte zu Schlagdichte.
- $\log(LF+1)$ = die Strukturvielfalt, die sich aus den Verhältnissen von Kulturen und Schlägen der verschiedenen Rasterzellen

Tabelle 3: Flächenausmaß und relativer Anteil an HN VF-Typ 2 in Österreich (UBA 2012)

| | Fläche 2007 [ha] | % LF | Fläche 2009 [ha] | % LF | Fläche 2010 [ha] | % LF |
|-------------------------------|------------------------|-------|------------------------|-------|------------------------|-------|
| HN VF-Typ 2 (75%-il Schwelle) | 536.428 | 19,0% | 539.297 | 19,2% | 541.475 | 19,6% |
| HN VF-Typ 2 (85%-il Schwelle) | 288.907 | 10,2% | 293.356 | 10,5% | 298.184 | 10,8% |
| HN VF-Typ 2 (90%-il Schwelle) | 179.693 | 6,4% | 181.841 | 6,5% | 188.259 | 6,8% |

ergibt, ist zum Wert für die LF jeder Rasterzelle proportional. Damit wird der Tatsache Rechnung getragen, dass großflächige, ökologisch wertvolle Bestände allein durch ihre Größe eine zusätzliche Qualität gegenüber kleinflächigen gewinnen. Um die Dominanz von Rasterzellen mit sehr hoher LF zu bremsen, werden die positiven Werte der Logarithmusfunktion als Proportionalitätsfaktoren verwendet.

Jeder Rasterzelle, die landwirtschaftlich genutzte Flächen enthält, wurde ein entsprechender Strukturwert zugeordnet und bei Überschreitung eines bestimmten Schwellenwertes die gesamte LF der Rasterzelle als HN VF gewertet. Das Flächenausmaß von HN VF-Typ 2 wurde in drei Varianten berechnet (Tabelle 3).

Je nach Variante konnten im baseline-Jahr 2007 zwischen rund 7 und 20 % der gesamten österreichischen LF durch ihren Strukturwert als hochwertig ausgewiesen werden. Für 2010 zeigt sich gegenüber dem Referenzjahr eine leichte Zunahme der Flächen. Es ist anzunehmen, dass die Flächenkorrektur bei den Almfutterflächen auch diese Ergebnisse beeinflusst.

Flächenbilanz über die HN VF-Typen 1 und 2

Für jede einzelne Rasterzelle wurden jeweils die Flächen-summen von HN VF-Typ 1 und HN VF-Typ 2 gesondert ermittelt, wobei es zu Überlagerungen der nutzungs- und strukturbedingten HN VF-Typen kommen kann. Wenn die Rasterzellen ausschließlich den HN VF-Typ 1 enthielten (also der Strukturwert unter dem festgesetzten Schwellenwert lag), wurde die nutzungsbedingt hochwertige Flächen-summe auf die gesamte HN VF-Fläche aufsummiert. Bei zusätzlicher Ausweisung der Rasterzelle als HN VF-Typ 2 wurde die gesamte LF der Rasterzelle als HN VF gewertet und aufsummiert. Durch die Ausweisung zweier Kategorien des HN VF-Typs 1 und durch die beiden unterschiedlichen Strukturschwellenwerte des HN VF-Typs 2 ergeben sich somit vier Varianten der nationalen HN VF-Fläche. Im Beobachtungszeitraum von 2007 bis 2010 hat das Ausmaß der besonders wertvollen HN VF um 1 bis 4% zugenommen. Dies ist vor allem auf die stark gestiegene Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen zurückzuführen. Die allgemeine HN VF Fläche hat um ca. 5% abgenommen, wobei die Gründe dafür neben der Flächenkorrektur bei Almen sowohl im Rückgang der gesamten LF, aber auch in der Nutzungsaufgabe sowie der Intensivierung zu sehen sind.

HN VF-Typ 3

Der HN VF-Typ 3 wurde bisher für Österreich noch nicht ausgewiesen. Die Arbeiten dazu sind derzeit im Gange

und sollen jedenfalls bis Ende der laufenden Programmperiode abgeschlossen werden.

Studien und Erhebungen zu HN VF im Interreg-Projekt „SALVERE“

Im Workpackage 3 des INTERREG-Projektes „SALVERE“ (Semi-natural grassland as a source of biodiversity improvement) wurden unterschiedliche Aspekte zu HN VF bearbeitet. Neben

dem status quo zu HN VF in ausgewählten zentraleuropäischen Bereichen galt der Fokus vor allem der Einstellung unterschiedlicher Stake Holder zu HN VF, der zukünftigen Entwicklung von HN VF sowie – als unmittelbarer Ausfluss der Projektarbeiten – den fachlichen und wissenschaftlichen Strategien zur Etablierung von neuem HN VF (KRAUTZER et al. 2011; PÖTSCH et al. 2011).

Unterschiedliche Ansätze zur Ausweisung von HN VF

Trotz der Nominierung von HN VF als wichtiger Agrarumweltindikator für die Programme zur ländlichen Entwicklung und dessen grundlegenden Beschreibung (CMEF 2006) gibt es ganz grundlegende Unterschiede sowohl in der spezifischen Definition, Vorgangsweise und letztlich Ausweisung von HN VF in den EU-Ländern. Bedingt durch Unterschiede in der Qualität und Verfügbarkeit der Daten, den ökologischen Voraussetzungen sowie den agrarischen Rahmen- und Produktionsbedingungen, haben sich zahlreiche unterschiedliche methodische Ansätze zur Ausweisung von HN VF entwickelt, die letztlich keine objektive Vergleichbarkeit auf europäischer Ebene ermöglichen (Umweltbundesamt 2011). Einige Länder, wie beispielsweise Deutschland, setzen auf ein Kartierungskonzept, das sich auf das Monitoring von zufällig ausgewählten Testflächen stützt (BFN 2010a, 2010b). Frankreich (POINTEREAU, P. and X. POUX 2007; PARACCHINI et al. 2007) und Finnland (HELIÖLÄ et al. 2010) hingegen nutzen das System von landwirtschaftlichen Betriebstypen und evaluieren primär deren Bewirtschaftungssysteme. In Griechenland (HELLENIC ORNITOLOGICAL SOCIETY 2008) wurden kartographische, statistische und Biodiversitätsdaten zur Identifizierung von HN VF bzw. zum Ausschluss von intensiv genutzten Flächen verwendet, wobei dieser Ansatz durchaus mit der österreichischen Vorgangsweise verglichen werden kann. In Italien werden neben Daten aus CORINE-land cover auch europäische und nationale Biodiversitätsdaten (vor allem Natura-2000-Daten) genutzt und analysiert (PARACCHINI 2008a, 2008b). In Polen wurde ein Konsortium, bestehend aus mehreren Institutionen, zur Ausweisung von HN VF beauftragt. Als Hauptkriterien wurden das Vorhandensein von naturnaher Vegetation (unter Mäh- als auch Weidenutzung), einer Mosaikstruktur sowie einer niedrigen Bewirtschaftungsintensität (durch niedrigen Viehbesatz, geringen Mechanisierungsgrad und hohem Handarbeitseinsatz definiert) herangezogen (GOLINSKI 2011). Allen zuvor genannten Ansätzen ist trotz aller Unterschiede wenigstens gemeinsam, dass jeweils Daten des nationalen Vogelmonitorings miteinbezogen werden.

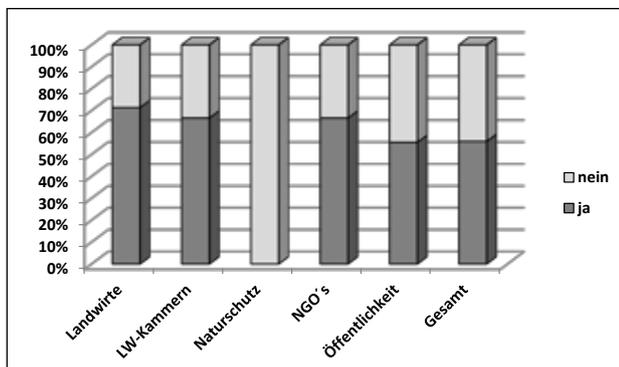


Abbildung 1: Sind Sie der Meinung, dass Extensivgrünland eine Belastung für Landwirte darstellt? – Ergebnisse der österreichischen Befragung

Zwar erscheint es unwahrscheinlich, in den nächsten Jahren einen europaweit vergleichbaren Agrarumweltindikator HN VF zu gestalten, aber dennoch kann das auf nationaler Ebene ausgewiesene HN VF als geeignete Referenz zur Evaluierung der Programme zur ländlichen Entwicklung betrachtet werden. Zusätzlich hat das HN VF-Konzept eine politische Diskussion initiiert und den Fokus der Öffentlichkeit auf nachhaltige Landwirtschaftssysteme und deren Ökosystemleistungen gelenkt.

Wissensstand und Einstellung zu HN VF

Mittels eines vom LFZ Raumberg-Gumpenstein erstellten Fragebogens wurde von den einzelnen SALVERE-Projektpartnern der Wissensstand und die Einstellung unterschiedlicher Interessensgruppen (Landwirte, Landwirtschaftskammern/Agrarpolitik, NGO's, Naturschutzbehörden, Nichtlandwirte/Konsumenten) zum Agrarumweltindikator HN VF sowie zu Extensivgrünland erhoben. Im Allgemeinen zeigten sich in den Antworten relativ klare Unterschiede zwischen Landwirten und Nichtlandwirten, wobei selbst die Landwirtschaftskammern als Standesvertretung nicht selten eine andere Meinung als die Landwirte vertraten.

Grundsätzlich zeigte sich in allen beteiligten Ländern (Österreich, Italien, Deutschland, Slowakei und Polen) und für alle Interessensgruppen (selbst bei NGO's und Na-

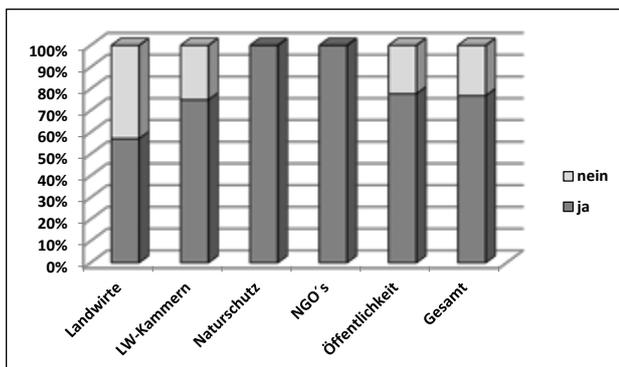


Abbildung 2: Sind Sie der Meinung, dass Extensivgrünland durch die derzeitige Bewirtschaftungspraxis gefährdet ist? – Ergebnisse der österreichischen Befragung

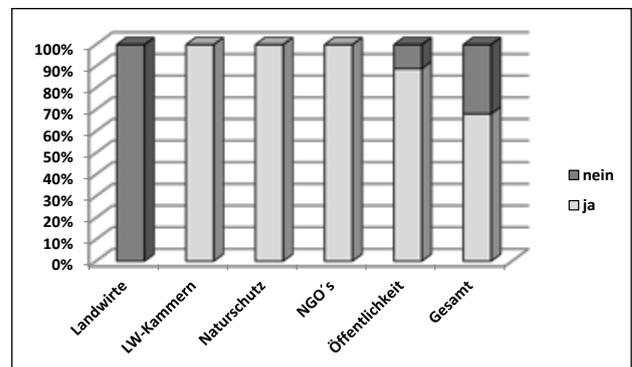


Abbildung 3: Soll Extensivgrünland im Flächenausmaß ausgeweitet werden? – Ergebnisse der österreichischen Befragung

turschutzbehörden) ein Mangel an Information zu HN VF. Insgesamt wird die Bedeutung von HN VF sowie von Extensivgrünland für die Natur als hoch eingestuft, allein die Landwirte sind davon nicht so überzeugt und sehen darin gewisse Belastungen und Einschränkungen. Naturschützer wiederum sind der Meinung, dass Extensivgrünland keine Belastung für Landwirte darstellt (Abbildung 1).

Viele der Befragten orten zwar den Bedarf für eine finanzielle Unterstützung von HN VF, die meisten wären allerdings selbst nicht bereit, dafür zu bezahlen. Die Einstellung zur Landwirtschaft wird von den befragten Interessensgruppen überwiegend als sehr positiv angegeben (in manchen Ländern sehen sich allerdings die Landwirte selbst als nicht so gut von der Öffentlichkeit beurteilt), es gibt aber durchaus starke Kritik hinsichtlich der zunehmenden Intensivierung und den finanziellen Unterstützungen. Extensivgrünland wird von der Mehrheit der Befragten als wichtige Quelle für Biodiversität, als essentieller Bestandteil der Kulturlandschaft und des kulturellen Erbes gesehen, während der Produktionsfunktion nur eine geringe Bedeutung zugemessen wird.

Als Hauptursachen des Rückganges an Extensivgrünland wird neben der Intensivierung und der Nutzungsaufgabe mit Ausnahme von Österreich auch die Agrarpolitik genannt, wobei das Bewusstsein um die Gefährdung auch bei den Landwirten selbst vorhanden ist. Das Wissen um die ökologische Bedeutung von Extensivgrünland scheint bei den Landwirten (mit Ausnahme von Italien) nach deren Selbsteinschätzung stärker vorhanden zu sein als bei den übrigen Interessensgruppen.

Die Befragung brachte letztlich ganz klar zum Ausdruck, dass mehr spezifische Information zum Thema HN VF bzw. auch zur Rolle und Entwicklung von Extensivgrünland erforderlich ist. Es braucht darüber hinaus auch mehr an offenem und gleichberechtigtem Dialog zwischen Landwirtschaft und Naturschutz zur Stärkung des gegenseitigen Verständnisses. Wichtig erscheint in diesem Zusammenhang auch mehr Information für die Konsumenten über die Multifunktionalität der Landwirtschaft, die bei extensiver und moderater Wirtschaftsweise weit über die Rolle der Produktion hinausgeht (LEHMANN 2009; PÖTSCH 2010).

Zukunft und Weiterentwicklung von HNPF

In den EU-Mitgliedsländern werden verstärkt jene Rahmenbedingungen und Maßnahmen diskutiert, die einen unmittelbaren Beitrag zur Erhaltung und Sicherung von solchen Flächen und Bewirtschaftungssystemen leisten, die letztlich HNPF ergeben. Dies betrifft neben Natura-2000 und diversen Biotoperhaltungsprogrammen vor allem die jeweiligen Agrarumweltprogramme, die teilweise sehr spezifische Maßnahmen anbieten, welche die Erhaltung und weitere Bewirtschaftung von Extensivgrünland als wichtigste Ressource für HNPF unterstützen. Ein Schlüssel zum Erfolg ist die standortgerechte oder zumindest standortangepasste Bewirtschaftung, die einen engen Bezug zwischen natürlicher Ertragsleistung der Flächen und der daraus erzielbaren tierischen Leistung gewährleistet (PÖTSCH 2012). Diese nachhaltige Form der Landbewirtschaftung stützt sich auf eine möglichst effiziente Nutzung der wirtschaftseigenen Ressourcen (Grundfutter und Wirtschaftsdünger) und minimiert dadurch den Einsatz von externen Betriebsmitteln, die sehr leicht zu einem Ungleichgewicht im betrieblichen Nährstoffkreislauf führen können.

Agrarumweltprogramme sind durch ihre Ko-Finanzierung durch die EU sehr stark von der gesamt europäischen Finanzlage abhängig und es bleibt abzuwarten, wie einerseits die Dotierung der kommenden Finanzperiode von 2014-2020 ausfallen wird und in welche Richtung andererseits die inhaltliche, strategische Entwicklung der Programme zur ländlichen Entwicklung erfolgt. Benachteiligte Produktionsräume brauchen eine besondere Unterstützung, um im europäischen Wettbewerb nicht unterzugehen und damit auch in Zukunft die breite Vielfalt an ökologischen Funktionen erfüllen zu können. Die Bereitschaft vieler Landwirte, an den Agrarumweltprogrammen teilzunehmen, ist nach wie vor groß, allerdings braucht es dazu weiterhin ein klar definiertes und faires Angebot an Maßnahmen, die auch noch eine einkommensrelevante Produktion ermöglichen und den Landwirt nicht nur zur Funktion des Landschaftspflegers verpflichten. Mit Ende des Jahres 2011 ist nun die Mindestverpflichtungsdauer (5 Jahre) der laufenden Programmperiode erfüllt und bis dato sind in Österreich im Zuge der Herbstantragstellung etwa 3.500 ÖPUL-Betriebe (dies betrifft vorwiegend Ackerbaubetriebe) mit insgesamt rund 5.000 Einzelmaßnahmen aus dem ÖPUL ausgestiegen (WEBER-HAJSZAN 2012). Es bleibt abzuwarten, wie sich diesbezüglich die Situation in den Grünlandbetrieben ergibt, die traditionsgemäß eine sehr hohe ÖPUL-Akzeptanz aufweisen und auch einen hohen Anteil an HNPF begründen.

In den anderen SALVERE-Partnerländern besteht in den Gunstlagen ein zunehmender Druck zur Intensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen zur Energiegewinnung und davon sind vor allem auch Grünlandflächen betroffen, die umgebrochen und vorwiegend mit Mais kultiviert werden. In den Ungunstlagen hingegen ist es die zunehmende Betriebsauffassung, die vor allem den weiteren Bestand von Extensivgrünland gefährdet, das eine Mindestnutzung braucht, um nicht zuzuwachsen und damit seine ökologischen Funktionen zu verlieren (BUCHGRABER et al. 2011).

Etablierung von neuem HNPF

Angesichts der zuvor beschriebenen Entwicklungen und Rahmenbedingungen erscheint es zunächst befremdend, sich mit Fragen der Anlage, Pflege und Bewirtschaftung von neuem HNPF zu befassen. Tatsächlich gibt es allerdings eine Reihe von Fällen, in denen nach baulichen, infrastrukturellen Eingriffen die ursprünglich vorhandene Vegetation wiederhergestellt werden muss. Das Interreg-Projekt SALVERE hat sich sehr intensiv mit all den damit zusammenhängenden Fragen auseinandergesetzt und die Ergebnisse der darin durchgeführten Untersuchungen in einem aktuellen Handbuch zusammengefasst (KIRMER et al. 2012). Darin werden sowohl die Auswahlkriterien und die Beerntung von Spenderflächen, die erforderlichen Qualitätseigenschaften des geernteten Saat- und Pflanzgutes als auch die Vorbereitung und Anlage der Empfängerfläche sowie deren Pflege und Bewirtschaftung im Detail beschrieben und mit vielen Beispielen illustriert. SALVERE hat damit eine essentielle Basis für eine sachgerechte Nutzung von Extensivgrünland als wichtige Quelle für Biodiversität gelegt und den zahlreichen Anwendern ein wissenschaftlich fundiertes und praktikables Werkzeug zur Verfügung gestellt (KRAUTZER et al. 2011).

Literatur

- ANDERSEN, E., D. BALDOCK, H. BENNETT, G. BEAUFOY, E. BIGNAL, F. BROUWER, B. ELBERSEN, G. EIDEN, F. GODESCHALK, G. JONES, D.I. MCCRACKEN, W. NIEUWUNHUIZEN, M. VAN EUPEN, S. HENNEKENS & G. ZERVAS (2004): Developing a high nature value farming area indicator. Internal report for the EEA. June. EEA, Copenhagen.
- BALDOCK, D., G. BEAUFOY, G. BENNETT, J. CLARK (1993): "Nature conservation and new directions in the EC Common Agricultural Policy", Institute for European Environmental Policy (IEEP), London.
- BfN (2010a): Erfassungsanleitung für die HNPF-farmland-Probeflächen. F + E – Vorhaben „Umsetzung des High Nature Value Farmland-Indikators“ in Deutschland, BfN Bonn.
- BfN (2010b): Auswertung der Kartierungsergebnisse 2009, Stand April 2010. F + E - Vorhaben Umsetzung des High Nature Value Farmland-Indikators“ in Deutschland, BfN Bonn.
- BIRDLIFE (2011): Weiterentwicklung des Indikators High Nature Value Farmland für Österreich. Evaluierung des HNPF-Indikators anhand von Vogeldaten. Studie im Auftrag des Umweltbundesamt, Wien.
- BMLFUW (2009): Österreichisches Programm für die Entwicklung des Ländlichen Raums 2007–2013. Fassung nach 2. Programmänderung. Genehmigt mit Entscheidung K(2007) 5163 vom 25.10.2007. Annahme der 2. Programmänderung: Mitteilung der Kommission vom 27.04.2009.
- BUCHGRABER, K., A. SCHAUMBERGER, E.M. PÖTSCH (2011): Grassland Farming in Austria - status quo and future prospective. Proceedings of the 16th Symposium of the European Grassland Federation (EGF) Gumpenstein, Austria. August 29th - August 31st 2011, 13-24.
- CMEF (2006): HANDBOOK ON COMMON MONITORING AND EVALUATION FRAMEWORK, Guidance document for Rural development 2007-2013, Directorate General for Agriculture and Rural Development, Brussels, 15p.

Bericht

17. Alpenländisches Expertenforum 2012

Herausgeber:

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning

Druck, Verlag und © 2012

ISBN-13: 978-3-902559-79-1

ISSN: 1818-7722