

Mögliche Folgen einer Bewirtschaftungs- aufgabe von Wiesen und Weiden im Berggebiet

Ergebnisse des Komponentenprojektes D, Polyprojekt PRIMALP



Sandra Maag, Josef Nösberger und Andreas Lüscher
Graslandwissenschaften
ETH Zentrum, 8092 Zürich

Dezember 2001

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS.....	1
1. EINLEITUNG.....	3
2. VERBRACHUNG – WAS VERSTEHT MAN DARUNTER?	4
3. AUSWIRKUNGEN DER VERBRACHUNG.....	6
3.1 ÖKOLOGISCHE ASPEKTE	6
3.1.1 <i>Sukzession</i>	6
3.1.2 <i>Biodiversität</i>	17
3.1.3 <i>Wasserhaushalt, Erosion und ökologische Stabilität</i>	24
3.2 LANDWIRTSCHAFTLICHE ASPEKTE	29
3.3 GESELLSCHAFTLICHE ASPEKTE	30
4. VERHINDERUNG DER VERBRACHUNG	34
4.1 ZIELSETZUNGEN	34
4.2 MÖGLICHE PFLEGEMASSNAHMEN.....	36
4.2.1 <i>Mahd</i>	36
4.2.2 <i>Weide</i>	37
4.2.3 <i>Mulchen</i>	44
4.2.4 <i>Abbrennen</i>	45
4.2.5 <i>Herbizide</i>	46
5. LITERATURVERZEICHNIS.....	48
6. APPENDIX.....	53

1. Einleitung

Im Rahmen des Polyprojektes PRIMALP der ETH Zürich wird in verschiedenen Projekten untersucht, wie eine nachhaltige land- und forstwirtschaftliche Nutzung des Schweizerischen Alpenraumes in Zukunft aussehen kann. Die vorliegende Arbeit stellt einen Teil eines Komponenten-Projektes dar und befasst sich mit einer möglichen Verbrachung im Alpenraum.

Einerseits lassen Modellrechnungen des PRIMALP-Kernprojektes für verschiedene Szenarien vermuten, dass in Abhängigkeit der wirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen die Verbrachung in Zukunft ein grosses Problem in den Schweizer Alpenregionen werden kann. Bereits heute besteht in den Alpengebieten die Tendenz, unter den herrschenden politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen Flächen in ungünstiger Lage mit eher geringer Produktivität und schlechten Bewirtschaftungsmöglichkeiten brachfallen zu lassen oder nur noch sehr extensiv zu bewirtschaften. Andererseits wird v.a. auf den Talböden, im unteren Bereich der Berghänge und auf günstig gelegenen Flächen die Nutzung intensiviert (Bätzing, 1988).

Mit dieser Arbeit sollen anhand einer Literaturrecherche einerseits die Auswirkungen und Probleme einer Verbrachung im Berggebiet im Hinblick auf die Nachhaltigkeit anhand von ökologischen und agronomischen Aspekten aufgezeigt werden. Andererseits sollen Minimalnutzungsmöglichkeiten diskutiert werden, welche aus Kostengründen häufig Weideverfahren sind.

2. Verbrachung – Was versteht man darunter?

Surber *et al.* (1973), der in den 70er Jahren eine umfassende Studie über das damalige Brachlandproblem der Schweiz verfasste, definiert den Begriff Brachland folgendermassen:

"Unter Brachland ist landwirtschaftlich nutzbares Land zu verstehen, das aus irgend einem Grund längere Zeit oder überhaupt nicht mehr landwirtschaftlich genutzt wird und auch keiner anderen wirtschaftlichen Nutzung zugeführt werden kann" (Surber *et al.*, 1973).

Gemäss Hauser (1975) müsste man im Zusammenhang mit der von Surber *et al.* beschriebenen Flächen von "Flurwüstungen" sprechen. Denn nach dem Deutschen Wörterbuch, Brockhaus, bedeutet das Wort "Brache" "zeitweiliges Unbebautsein des Ackers" oder "Zeit, während der ein Acker unbestellt bleibt". Das Wort "Brache" stammt vom althochdeutschen "*brahha*", was das in der Dreifelderwirtschaft übliche "Umbrechen des Bodens im Juni" bedeutete.

Eine "Wüstung" bezeichnet gemäss Brockhaus eine "aufgegebene und verfallene Siedlung" oder "aufgegebene, früher landwirtschaftlich genutzte Fläche". Sie stammt vom mittelhochdeutschen Wort "*Wüestunge*", was soviel wie "Wüstung" bedeutet.

In diesem Bericht wird nun, entgegen der vermutlich historisch korrekten Bezeichnung "Wüstung", das Wort "Brachland" im Sinne von Surber *et al.* (1973) (vgl. oben) verwendet, da dieser Begriff in der Umgangssprache sehr verbreitet ist. Häufig erwähnte Begriffe im Zusammenhang mit Brachland sind Grenzertragsbrache und Sozialbrache. Als Synonym zu "brachfallen" wird auch "auflassen" verwendet. Das Wort "Wüstung" wird nur selten erwähnt. Die Begriffe Sozialbrache und Grenzertragsbrache werden bei von Bardeleben und Gekle (1978) aufgrund ihrer Entstehungsursache unterschieden:

- Sozialbrache: Entstanden aufgrund sozialökonomischer und agrarstruktureller Gegebenheiten (z.B. Flurzersplitterung, günstige ausserlandwirtschaftliche Erwerbsmöglichkeiten, Grundstücksspekulation)
- Grenzertragsbrache: Entstanden aufgrund natürlicher Gegebenheiten (z.B. Hangneigung, Klima, Bodenverhältnisse, aber auch strukturelle Kriterien)

2. Verbrachung – Was versteht man darunter?

Die Autoren weisen darauf hin, dass diese zwei Brachearten durch ihre unterschiedlichen Entstehungsursachen verschiedene Abhilfemassnahmen erfordern. Um allgemein die Auswirkungen von Brachland zu beschreiben ist diese Unterscheidung nicht zentral und wird in diesem Bericht auch nicht gemacht.

Wichtig ist die Abgrenzung des Begriffes Brachland gegenüber der v.a. im Ackerbau verwendeten "Brache" oder auch "Schwarzbrache". Dies bezeichnet den offenen und unbebauten Zustand des Bodens zwischen dem Anbau zweier Kulturen.

3. Auswirkungen der Verbrachung

3.1 Ökologische Aspekte

3.1.1 Sukzession

- Ablauf und Faktoren der Sukzession

Durch die Aufgabe der Nutzung von Mähwiesen und Weiden wird auf diesen Flächen ein Entwicklungsprozess eingeleitet. Die Vegetation strebt wieder ihrem natürlichen Gleichgewicht (Klimax) zu, das in unseren Breitengraden und unterhalb der Baumgrenze meistens der standörtlich angepassten Waldgesellschaft entspricht. Dadurch wird auch klar, dass die Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden nicht die ursprüngliche Klimaxvegetation, sondern Elemente der Kulturlandschaft darstellen, zu deren Weiterbestehen die regelmässige Nutzung eine unabdingbare Voraussetzung ist. Man nennt den Entwicklungsprozess, der zur Waldgesellschaft führt, auch sekundäre Sukzession. Eine brachliegende Wiese/Weide durchläuft häufig folgende Phasen (Surber *et al.*, 1973):

- Gras- oder Kraut-Phase
- Stauden-Phase
- Strauch-Phase
- Baum-Phase

Allerdings gibt es auch immer wieder Brachflächen, bei denen eine oder sogar mehrere Phasen übersprungen werden oder eine dieser Phasen sehr stabil ist, d.h. sich über Jahre kaum ändert.

Die Ursachen und Gründe, die den Ablauf der sekundären Sukzession bestimmen, sind sehr vielfältig und komplex. Im Folgenden sollen einige der als wichtig erkannten Faktoren kurz aufgeführt und anlehnend an Kienzle (1979) und Zoller *et al.* (1984) in endogene, exogene und neogene eingeteilt werden. Wobei die endogenen Faktoren schon vor Beginn der Sukzession in der Fläche vorhanden sind, die exogenen ihren Ursprung ausserhalb der untersuchten Brachfläche haben und die neogenen erst im Verlauf der Sukzession auftreten. Die Faktoren sind z.T. entscheidend für die Geschwindigkeit der Sukzession, aber auch für die sich einstellende Pflanzengesellschaft.

Endogen:

Unter den endogenen Faktoren sind v.a. die Standortfaktoren zu nennen. Dazu gehören z.B. der Bodentyp, das regionale Klima, die Exposition, die Hangneigung etc.. Ebenso fällt der anthropogene Einfluss d.h. die Endbewirtschaftung vor dem Brachfallen, sowie sonstige Störungen in der Fläche z.B. Lesesteinhaufen unter die endogenen Faktoren.

Die Standortfaktoren zusammen mit der Endbewirtschaftung (Intensität, Wiese/Weide) entscheiden über die Vegetation der Ausgangslage. Die Endbewirtschaftung beeinflusst die Geschwindigkeit der Gehölzsukzession. Sind z.B. Lücken im Bestand durch Viehtritt oder durch andere Grasnarbenschädigungen vorhanden, finden Samen von Bäumen gute Keimbedingungen vor. Je dichter der Rasenschluss, desto geringer sind die Chancen für die Bäume zum Keimen. Befinden sich auf Weiden noch Reliktsträucher, ist dies ein Ausgangsort für Verwaldung beim Brachfallen der Fläche. Was die Hangneigung und die Exposition betrifft so beobachtete Kienzle (1979), dass auf flachen Parzellen bis ungefähr einer Hangneigung von 15° eher stabile Brache-Zwischenstadien entstehen als auf steileren und dass in Schattlagen, wo Halbschattenpflanzen der Wälder und Hochstaudenfluren den lichtliebenden Wiesenpflanzen überlegen sind, sich schnell ein Mosaik mit verschiedenen Stadien entwickelt. Die Entwicklung an südexponierten, trockenen Lagen hingegen geht langsamer vor sich (weitere Angaben unter Sukzessionsgeschwindigkeit).

Exogen:

Als exogene Faktoren können der Ausbreitungsdruck der benachbarten Vegetation sowie die Verbreitungsbarrieren genannt werden (Zoller *et al.*, 1984).

Der Ausbreitungsdruck setzt sich aus verschiedenen Faktoren zusammen. Ob die Pflanzen in der Neuansiedlung erfolgreich sind, hängt z.B. von der Entfernung der Samenquelle zur Brache ab (Distanzeffekt) (Hard, 1976), der Anzahl produzierter Samen, der Art der Verbreitung, der Keimungshäufigkeit, der Dauer der Keimfähigkeit, dem Wuchsverhalten der Jungpflanzen, um nur einige zu nennen.

Zur Verbreitungsart stellte Kienzle (1979) fest, dass z.B. Esche und Ahorn mit ihren vom Wind verlagerten Flügelfrüchten weit von ihrer Quelle in grosser Zahl aufkommen können. Da Brachen auch für Tiere interessant sein können (z.B. Mäuse, samenfressende Vögel) dürften diese für den Verbreitungserfolg vieler zoochorer Pflanzen verantwortlich sein.

Als Barrieren für die Verbreitung von Pflanzen, v.a. sich vegetativ vermehrender Pflanzen, können Wege und schon kleine Gräben, die die Fläche abgrenzen, wirken (Kienzle, 1979).

Eine Barriere ganz anderer Art wurde im Urserental beobachtet. Da kaum Restbestände von Fichten vorhanden waren, fehlten diese auch auf den sich entwickelnden Brachen noch weit-

3. Auswirkungen der Verbrachung

gehend. Ganz im Gegensatz zu Brachen im Obergoms, Bedretto und Tavetsch, wo sich die Fichte gut ansiedelte (Bischof, 1984).

Neogen:

Dadurch, dass das Gras/die Streue bei der Aufgabe der Bewirtschaftung der Flächen nicht mehr abgeführt wird, entwickelt sich eine mächtige Streuedecke aus abgestorbenem Gras. Sie hindert Baumsämlinge am Keimen und im Wachstum (Hard, 1976, Kienzle, 1979). Dies kann die Gehölzansiedlung in der Fläche entscheidend verzögern. Der Streueanfall stellt aber nicht nur ein Hindernis für Baumkeimlinge dar, sondern allgemein für Samen, Keimlinge und Jungpflanzen d.h. für alle sich generativ vermehrenden Pflanzen. Durch den Anfall der Streue findet eine Verschiebung des Artenspektrums statt. Die Arten mit über- und unterirdischen Ausläufern (vegetative Vermehrung) verdrängen vielfach die Horst- und einstengeligen Schaftpflanzen (generative Vermehrung) (Hard, 1976). Der grosse Streueanfall erhöht zudem die Brandgefahr in diesen verbrachten Flächen.

Die Standortbedingungen können sich im Laufe der Brachestadien verändern. So wurde von Gisi und Örtli (1981a) eine höhere Porosität von Brachböden festgestellt, was einen höheren Wassergehalt des Bodens mit sich bringt. Zusätzlich erfolgte durch den Anfall der Streue eine Zunahme des C/N-Verhältnisses im Boden und durch den unterschiedlichen Abbau der Streue und der Auswaschung von Calcium erfolgte eine pH-Absenkung (vgl. Abb. 1). Diese veränderten Bodenbedingungen wirken sich langfristig auf das Brachegeschehen z.B. auf die Vegetation und den weiteren Bracheverlauf aus.

3. Auswirkungen der Verbrachung

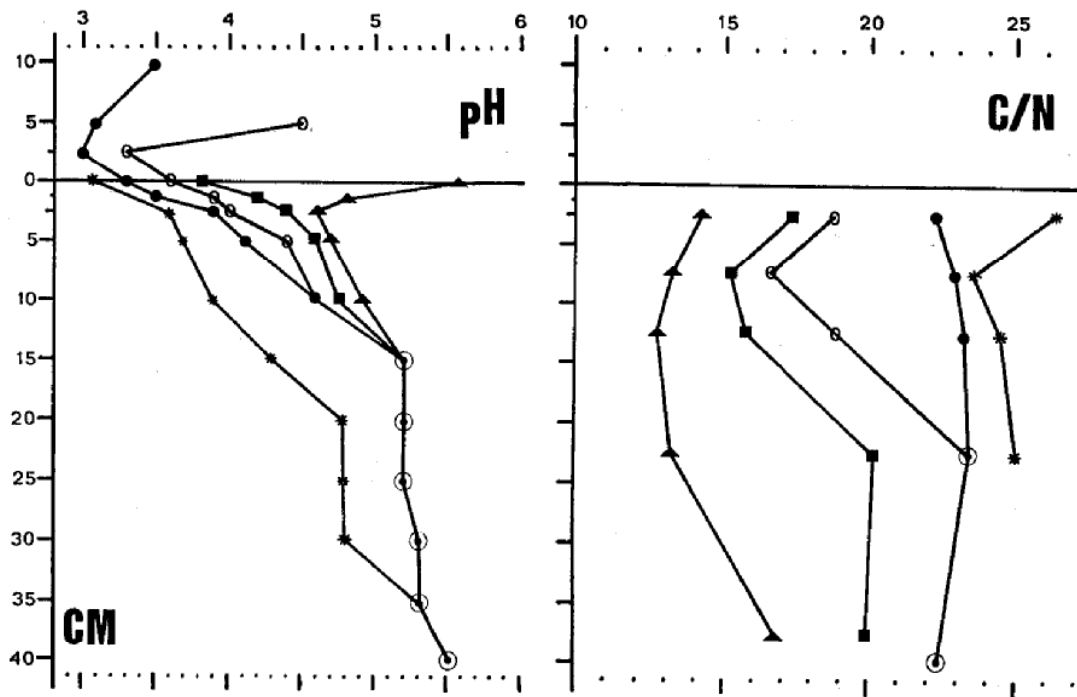


Abb. 1: Tiefenprofil des pH-Werts und des C/N-Verhältnisses am Alpenstandort 'Sedrun' mit den Varianten Fettwiese ▲, Magerwiese ■, junge Brache ○, alte (Zwergstrauch-)Brache ●, und Klimaxwald * (gemittelte Werte □) (aus Gisi und Örtli, 1981a)

Gleichzeitig mit dem erhöhten Streueanfall verändert sich auch das Mikroklima. Von der maximal eingestrahelten Energie gelangten in der Untersuchung von Gisi und Örtli (1981b) in der Brache nur 0,5%, in der geschnittenen Fettwiese 15% auf die Bodenoberfläche. Die bodennahen Luftschichten erwärmten sich in der Fettwiese um max. 5-10°C mehr als in der Brache, der Boden um 2-5°C. Zusätzlich wurde die Windgeschwindigkeit über der Brache mit abnehmender Höhe viel stärker abgebremst als über der geschnittenen Fettwiese. Diese klimatischen Bedingungen wirken sich einerseits v.a. auf die Artenzusammensetzung aus, z.B. werden lichtbedürftige sowie wärmeliebende Arten eher zurückgedrängt, andererseits ist evtl. auch mit einer standortbedingten bis regionalen verstärkten Kaltluftbildung zu rechnen, die sich z.B. in verstärkter Nebelbildung ausdrücken kann (von Bardeleben und Gekle, 1978).

Ein neogener Faktor der besonderen Art wurde sowohl von Stüssi (1970) im Schweizer Nationalpark als auch von Schreiber (1985) auf Flächen in Baden-Württemberg beobachtet: Wild, das auf den brachgefallenen Wiesen und Weiden äst und so die Sukzession verhindert (Schütz *et al.*, 2000).

- Sukzessionsgeschwindigkeit

Die Frage, wie lange es geht, bis auf Brachflächen ein Wald entsteht, ist nicht ganz einfach zu beantworten. Hard (1976) rechnet nicht mit einer schnellen Verwaldung grosser Brachflächen. Die Resistenz besonders von grasreichen Beständen gegen Holzarten ist neben dem oben beschriebenen Effekt der Streue gemäss Hard (1976) v.a. auf die unterschiedlichen Wurzelsysteme zurückzuführen. Während Gräser ein dichtes, intensives Wurzelsystem aufweisen, ist jenes der Holzgewächse oft locker, horizontal weitreichend und tiefgehend. Es kann sich gegen die Gräser nicht durchsetzen. Stabile gräserreiche Bestände werden z.B. von Stüssi (1970) beschrieben. Er erwähnt einen Nardetum-Rasen im CH-Nationalpark, der sich während der mehr als 25-jährigen Brachphase kaum veränderte. Es kam nicht zum Gehölzeinflug, obwohl sich samenstreuende Baumgruppen in unmittelbarer Nähe befanden. Es ist dabei zu erwähnen, dass strenge Nardeten mit einem *Nardus stricta* Anteil von 80-90% eine extrem dichte und verholzte Grasnarbe bilden, die das Einwandern anderer Arten stark unterbindet.

Auch andere Brache-Phasen können in Stabilität verharren, so z.B. Hochstaudenfluren (Hard, 1976; Schreiber, 1993), Zwergstrauchbestände (Bischof, 1984) und Grünerlenbestände (Körner und Hilscher, 1978). Grünerlenbestände können den Übergang zur Waldphase bis zu einem halben Jahrhundert und länger verzögern.

Im Gegensatz zur langsamen Waldentwicklung und stabilen Zwischenphasen verschiedener Brachestadien, beobachten Zoller *et al.* (1984) wie sich Magerrasen im Südtessin innerhalb von 15 Jahren zu dichten Vorwäldern entwickelten. Ebenso beschreibt Schreiber (1993) wie sich in weniger als 20 Jahren auf fruchtbaren Grünlandbrachen in Südwestdeutschland über 10 m hohe Eschen-Ahorn-Wälder bildeten. Als Gründe für die Geschwindigkeit der Gehölzentwicklung gibt er z.B. die Länge der Vegetationsperiode und die Leistungsfähigkeit des Standortes an. Weitere Einflussfaktoren auf die Sukzessionsgeschwindigkeit wurden bereits oben genannt, der Distanzeffekt, die Endbewirtschaftung (Bodenverwundung), die kleinräumige Verteilung von Wald bzw. Buschgruppen und Wiese/Weide sowie die Streueauflage.

Für das Schweizer Berggebiet ist v.a. die kleinräumige Verteilung von Wald und Wiesen/Weiden von Bedeutung. Sie ist häufig gegeben und fördert die schnelle Verwaldung von Flächen z.B. auf der Maiensässtufe sowie der südalpinen Täler (Bsp. Centovalli) (Walther, 1984).

Schiefer (1981) erwähnt, dass die Geschwindigkeit der Vegetationsentwicklung bei ungestörter Sukzession auf Brachflächen in Baden-Württemberg auf frischen Standorten höher ist

3. Auswirkungen der Verbrachung

als auf trockenen und in warmer Klimalage grösser als in kühler. Die Sukzession verläuft um so langsamer, je trockener und/oder kühler ein Standort ist. Diese Beobachtung wurde auch von Bischof (1984) für vier verschiedene Regionen der Schweiz (Obergoms, Bedrettal, Tavetsch, Urserental) gemacht, wo die Magerrasen nordexponierter Hänge schneller aufwachsen als die südexponierten. Gleiches stellte Walther (1979) für das Tessin fest. Den ganz allgemeinen Faktor des Klimas hält Walther (1984) fest: Während in feuchtem, insubrischen Klima (geringe Temperaturschwankungen, regelmässiger Regen, z.B. Teile des Tessin) die Vegetationsentwicklung dynamisch verläuft, ist sie in trockeneren Zonen wegen der erhöhten Wasserkonkurrenz kleiner. An sehr feuchten Standorten wiederum kann sich die Wiederbewaldung durch eine stabile Hochstaudenflur entscheidend verzögern (Hard, 1976).

Ein weiterer Faktor, der die Wiederbewaldung bzw. zunächst die Verbuschung einer Brachfläche beschleunigt ist, die Anwesenheit von Polycormonen. Polycormone sind v.a. Sträucher, die Sprosskolonien bilden, d.h. sie stellen Gruppen von Pflanzen dar, die durch vegetative Vermehrung, wie Ausläufer und Rhizome, aus einer Pflanze hervorgehen. Viele Polycormone findet man unter den Waldrandsträuchern. Beispiele sind *Prunus spinosa* (Schwarzdorn) und *Cornus sanguinea* (Hartriegel) (Hard, 1976). Als Einwanderungsgeschwindigkeit von Polycormonen nennt Schreiber (1993) 0.5 m/a und 1 m/a je nach Strauchart und Bodenunterlage.

Einflussfaktoren auf die Sukzession im Berggebiet unterscheiden sich gemäss Hard (1976) nicht wesentlich von denen in tieferen Lagen. Als Hauptfaktoren, die das Gehölzaufkommen bestimmen, sieht er die Endbewirtschaftung (Lücken im Wiesenbestand, die z.B. durch Beweidung entstanden sind, stellen die nötigen Keimbedingungen für Gehölze her) und die kleinräumige Durchdringung von Gebüsch und Wiese. Spatz *et al.* (1978) erwähnt als Einflussfaktoren für die Sukzession im Berggebiet allgemein die Höhenlage sowie die Nährstoff- und Wasserversorgung.

- Sukzession der häufigsten Wiesen und Weiden der Schweiz

Eine Auflistung der Entwicklung der einzelnen Wiesen- und Weidetypen der Schweiz nach dem Brachfallen ist nicht möglich, da, wie oben dargestellt, die Entwicklung von mehreren Faktoren wie Standort, Umgebungsvegetation, Endbewirtschaftung etc. abhängt. Dennoch können einige Angaben gemacht werden.

Magerwiesen

Sowohl Kienzle (1979) als auch Bischof (1984) untersuchten die Sukzession von brachgefallenen Magerrasen in der Schweiz. Kienzle beschränkte sich auf das Napfgebiet und den Jura, Bischof auf vier Täler in den Zentralalpen (Urserental, Tavetsch, Obergoms und Bedrettal).

Für die untersuchten Nardeten im Napfgebiet stellte Kienzle (1979) folgende Sukzessionslinie zusammen (Abb. 2): Nardetum – Zwergstrauchheide (Nordexposition: *Vaccinium myrtillus*, Südexposition: *Calluna vulgaris*) – *Picea*-Jungwuchs – *Piceio-Abietion* (Fichtenwald).

Für die Alpentäler stellte Bischof (1984) ein z.T. vielfältigerer Aufwuchs fest (Abb. 3). An nordexponierten Hängen in den untersuchten Tälern entwickelten sich nach einer Gras-Kraut-Phase je nach dem direkt oder über eine Zwergstrauch-Phase verschiedene Baumaufwüchse wie *Picea abies* (Fichte), *Alnus viridis* (Grünerle), *Betula pendula* (Hängebirke), *Sorbus aucuparia* (Vogelbeere), *Larix decidua* (Lärche). Als Klimaxstadien werden je nach Tal und Standort Fichten- oder Lärchenwälder erwartet. An südexponierten Hängen mit mittel-flachgründigen Böden entwickelten sich wie an nordexponierten Hängen direkt oder über die Zwergstrauch-Phase die verschiedenen Baumaufwüchse. An flachgründigen Standorten trat die Zwergstrauch-Phase verzögert auf, und es wurden nur *Betula pendula* als Baumaufwüchse beobachtet.

Sträucher traten je nach dem nach ca. 4-8 Jahren auf, z.T. an nordexponierten Hängen durch die üppigere Gras-Kraut-Phase bedingt, häufig erst nach ca. 16 Jahren.

3. Auswirkungen der Verbrachung

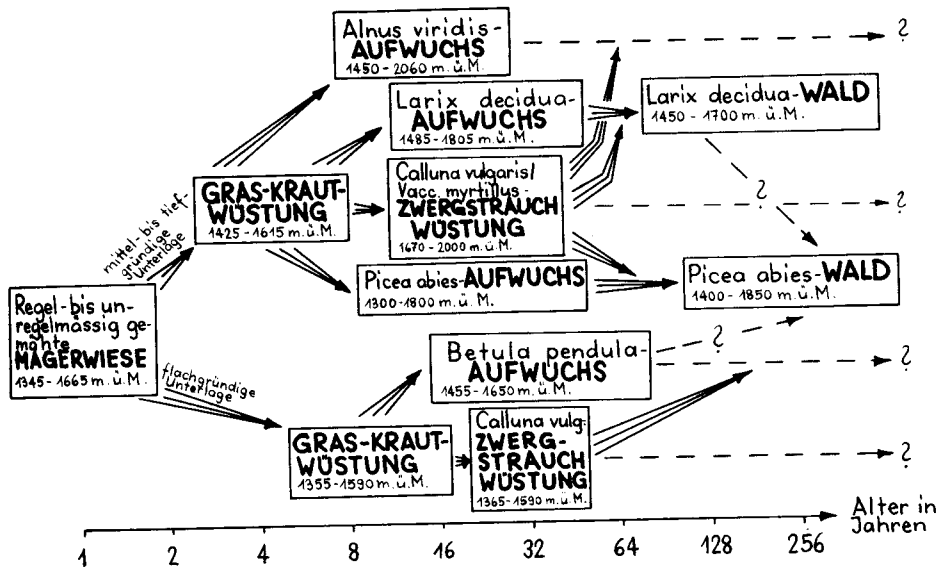


Abb. 2: Beispiel einer Sukzessionsfolge aus ungedüngten Mähwiesen am Südhang des Obergoms. Schematisch dargestellt von Bischof (1984)

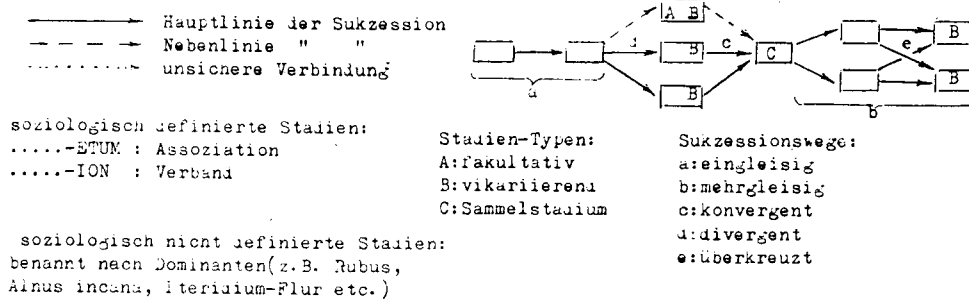
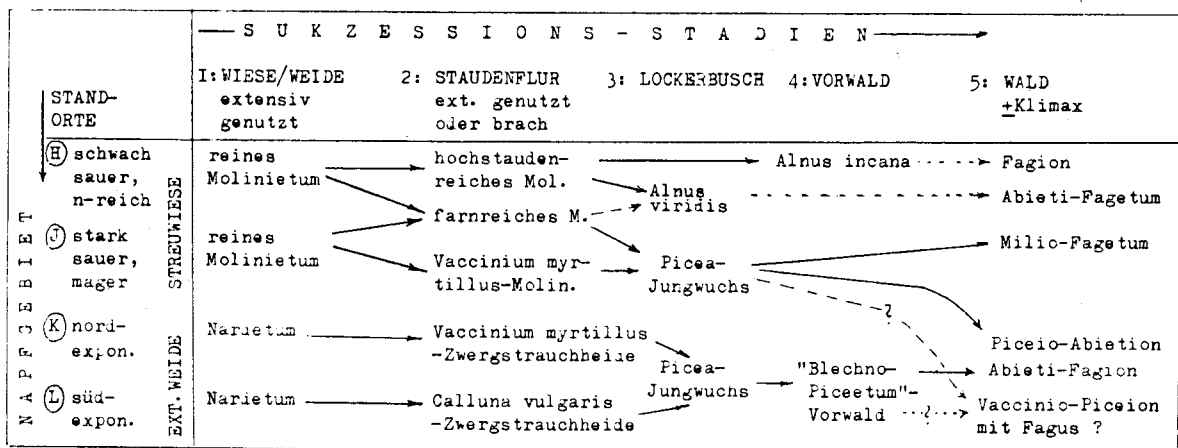


Abb. 3: Beispiel einer Sukzessionslinie von Nardeten im Napfgebiet, unterteilt nach Standort. Schematisch dargestellt von Kienzle (1979)

Fromental- und Goldhaferwiesen

Die Sukzession von brachgefallenen Fromentalwiesen (bis ca. 900 m ü. M.) und Goldhaferwiesen (ca. 900-1200 m ü. M.) wurden in der Schweiz kaum untersucht.

Allgemein kann gesagt werden, dass sich an feuchten Standorten rasch Hochstaudenfluren entwickeln (Hard, 1976). Eine Wiederbewaldung frischer, trockener Standorte setzt meistens nur langsam ein (Spatz, 1994) und ist von den oben genannten die Geschwindigkeit der Sukzession beeinflussenden Faktoren abhängig. Eine Untersuchung in Deutschland zeigt die Entwicklung einer Glatthaferwiese in eine Johannisbeer-Glatthaferwiese nach der Bewirtschaftungsaufgabe (Spatz, 1994). Allgemein nehmen gute Futtergräser und Leguminosen sehr schnell ab und schlechte Futterpflanzen und Arten der Magerrasen wandern ein (Hard, 1976). Bedingt durch die unterschiedlichen Faktoren entwickelt sich früher oder später der Klimaxwald des entsprechenden Gebietes.

Alpweiden

(Milchkrautweide (*Poo-Prunelletum*), Goldpippau-Kammgrasweide, *Caricetum curvulae*, *Seslerion*, *Nardion*, *Mesobromion*, *Festuco-Agrostietum*)

Werden Almflächen nicht mehr bewirtschaftet, so ist entscheidend, ob sie sich oberhalb oder unterhalb der Baumgrenze befinden. Im Bereich unter und um die alpine Baumgrenze werden gut mit Nährstoffen und Wasser versorgte Standorte zunächst von langgrasigen, grasreichen Pflanzenbeständen dominiert, die bald von Grünerlen dominiert werden. Waldbäume können sich häufig erst nach Jahren in den geschlossenen Grünerlenbeständen durchsetzen.

Magere und trockene Standorte werden zunächst durch kurzrasige, krautreiche Pflanzenbestände dominiert und entwickeln sich zu Zwergstrauchheiden, die allmählich von Waldbäumen besiedelt werden. (Spatz und Klug-Pümpel, 1978)

Tab. 1 zeigt Sukzessionsreihen verschiedener Grünlandgesellschaften aufgelassener Alpflächen auf unterschiedlichen Substraten und Höhenlagen.

Tab. 1: Wichtige Sukzessionsschemata auf aufgelassenen Almflächen (nach Spatz *et al.*, 1978), von links nach rechts: Sukzessionsstadien (bewirtschaftetes Stadium bis Klimaxstadium)

1. Sukzessionsschema in der hochmontanen bis subalpinen Stufe auf frischem oder nährstoffreichem Standort					
Bewirtschaftete Weiden und Mähder (<i>Nardetum</i> bzw. <i>Festucetum rubrae</i> und <i>Poa-Prunellatum</i> , <i>Trisetetum</i>)	Langgrasrasen mit einwandernder Heidelbeere und Grünerle	Langgrasrasen mit wolligem Reitgras, Zwergsträuchern und zahlreichen Grünerlen	Grünerlenbestand mit Gräsern und Hochstauden und kaum Zwergsträuchern	Langsames Einwandern von Lärche, Zirbe und Fichte	Subalpiner Fichtenwald mit Lärche und Zirbe (<i>Piceetum subalpinum</i>)
2. Sukzessionsschema in der hochmontanen und subalpinen Stufe auf trockenerem oder ausgehagertem Standort					
Bewirtschaftete Weiden und Mähder (<i>Nardetum</i> bzw. <i>Festucetum rubrae</i>)	Kurzgrasrasen mit einwandernden Zwergsträuchern (Heidelbeere, Rauschbeere, Preiselbeere)	Kurzgrasrasen mit viel Zwergsträuchern, aufkommenden Latschen und Alpenrosen	Von Latsche bzw. Alpenrose durchsetzte Zwergstrauchheiden	Langsames Einwandern von Lärche, Zirbe und Fichte	Subalpiner Fichtenwald mit Lärche und Zirbe (<i>Piceetum subalpinum</i>)
3. Sukzessionsschema in der oberen subalpinen Stufe auf feuchtem, nährstoffreichem Standort					
Bewirtschaftete Weiden und Mähder (<i>Poa-Prunellatum</i> , Feuchtwiesen)	Langgrasrasen mit Hochstauden und Grünerlen				Grünerlengebüsch (<i>Alnetum viridis</i>)
4. Sukzessionsschema in der oberen subalpinen Stufe auf trockenerem oder ausgehagertem Standort					
Bewirtschaftete Weiden (<i>Nardetum</i> , beweidete <i>Curvuleten</i> und <i>Vaccinienheiden</i>)	Kurzgrasrasen mit Zwergsträuchern, aufkommende Alpenrosen oder Latschen	Alpenrosen mit Latschengebüsch und Zwergsträuchern (<i>Rhodoreto-Vaccinetum</i>)	Langsames Einwandern von Lärche und Zirbe	Langsames Einwandern von Lärche und Zirbe	Zirben-Lärchenwald (<i>Larici-Pinetum cembrae</i>)
5. Sukzessionsschema in der unteren alpinen Stufe					
Bewirtschaftete Weiden (<i>Nardetum</i> , beweidete <i>Curvuleten</i> und <i>Vaccinienheiden</i>)	Kurzgrasrasen mit zunehmendem Anteil an Zwergsträuchern				Zwergstrauchheiden (<i>Empetro-Vaccinetum</i>)
6. Sukzessionsschema in der alpinen Stufe					
Bewirtschaftete Weiden (<i>Nardetum</i> , beweidete <i>Curvuleten</i> und andere Naturrasen)					Naturrasen (<i>Capricetum curvulae</i> , <i>Festucetum violaceae</i> und andere)

Allg. Fettwiesen und –weiden

(Knautgraswiese, Ital. Raigraswiese, Engl. Raigras-Mähweide, Weissklee-Wiesenfuchschwanz-Matte, Raigras-Kammgrasweide, Frauenmantel-Kammgrasweide)

Diese intensiver genutzten Wiesen und Weiden waren in den 70er Jahren kaum vom Brachfallen betroffen. Dementsprechend finden sich auch kaum Untersuchungen, die sich mit deren Sukzession auseinandersetzen. Beim Brachfallen ist v.a. auf Flächen, die gut mit Wasser versorgt sind, mit üppigen Krautstadien zu rechnen.

Schlussfolgerungen: Sukzession

- Eine Vielzahl von Faktoren ist für die Sukzession auf Brachflächen verantwortlich. Diese, z.B. die Standortbedingungen, können sich sogar während der Sukzession noch verändern. Bei zwei Flächen mit gleicher Ausgangslage kann die eine nach wenigen Jahren vollständig mit einem Gehölzjungwuchs bedeckt sein, während die andere von Wild beweidet wird und sich so die Sukzession über Jahrhunderte verzögert.
- Sieht man von Wildeinflüssen ab, so sind folgende Faktoren für die Geschwindigkeit des Gehölzaufwuchses in einer Brachfläche entscheidend: Die Wasserversorgung und allgemein die Leistungsfähigkeit des Standortes, das vorherrschende Klima, die Exposition und Hangneigung, der Bodentyp, die Endbewirtschaftung und die kleinräumige Verteilung von Wiese/Weide und Wald.
- Die Sukzession aufgelaßener Flächen durchläuft folgende Phasen die von folgender Vegetation dominiert sind: 1. Gräser und Kräuter (mit einer mächtigen Streudecke von abgestorbenem Gras), 2. Stauden, 3. Sträucher, 4. Bäume.
- Die Sukzessionsgeschwindigkeit kann erheblich variieren. Magerrasen im Südtessin können sich innerhalb von 15 Jahren zu dichten Vorwäldern entwickeln. In den Zentralalpen trat die Strauchphase z.T. schon nach 4 bis 8 Jahren ein. Aber auch schon die mächtige Streudecke zu Beginn der Sukzession kann eine Wiederbewirtschaftung stark erschweren.

3.1.2 Biodiversität

- Floristische Biodiversität

Unter der floristischen Biodiversität einer Brachfläche versteht man das Vorkommen verschiedenster Pflanzenarten in einer Brachfläche. Es kann aber auch die Anzahl Vegetationstypen/Pflanzengesellschaften innerhalb eines Landschaftsausschnittes bedeuten. Hier soll v.a. auf die Artenzahl pro Fläche eingegangen werden.

Zoller und Bischof (1980) zeigten für montane und untersubalpine Halbtrockenrasen des Juras und der Zentralalpen anhand von über 2000 Pflanzenaufnahmen, dass die grösste floristische Biodiversität dieser Rasen auf extensiv bewirtschaftetem Grünland liegt (Tab. 2). Die zum Vergleich untersuchten Brachflächen wiesen weniger Arten auf.

Tab. 2: Gesellschaftsspezifische Diversität von *Nardetalia*-Magerrasen im Bereich des *Vaccinio-Piceion*-Klimax der Zentralalpen (Zoller und Bischof, 1980)

Exposition	Obergoms		Bedretto		Urseren		Tavetsch	
	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord	Süd	Nord
Anzahl der Aufnahmen	25	27	26	21	27	17	22	16
Mittlere Artenzahl pro Aufnahme­fläche	70	71	74	69	65	68	66	62
Schwankungsbereiche der Artenzahl	57-80	61-90	65-87	56-79	51-76	61-77	54-80	50-79

Spatz (1994) schreibt, dass, obwohl Grünlandbrachen in verschiedensten Erscheinungsformen auftreten, in der Regel durch die Verbrachung eine floristische Artenverarmung eintritt. Hard (1976) belegt diese Artenabnahme für grundwassernahe Talwiesen, also für Wiesen in sehr feuchten Verhältnissen. Für trockenere Grünlandtypen beschreibt er, beispielsweise für die Goldhaferwiesen des Berglandes, eher eine Artenzunahme während der ersten Brachejahre. Ähnliches lässt sich aus einer Sukzessionsstudie von Schreiber (1985) in Baden-Württemberg

3. Auswirkungen der Verbrachung

herauslesen: In 5-8jährigen feuchten Glatthaferwiesen-Brachen nimmt die Artenzahl eher ab, in ebenso alten trockenen Glatthaferwiesen-Brachen nimmt sie eher zu.

Dass die Artenzahl von Magerrasen deutlich abnimmt, sobald Sträucher und Bäume überhand nehmen, ist aus den Daten von Zoller und Bischof (1980) (Tab. 3) ersichtlich. Interessant ist die Artenzahlabnahme bei zunehmendem Deckungsgrad der Bäume. Dieser Zusammenhang ist in der Abb. 4 (in Spatz, 1994, nach Grime, 1973 und 1976) anhand der oberirdischen Biomasse und der Artenzahl dargestellt. Die Tab. 2 und 3 von Zoller und Bischof (1980) machen deutlich, dass die Goldhafer-Bergfettwiese, obwohl sie deutlich weniger Arten als der extensiv bewirtschaftete *Nardetalia*-Magerrasen aufweist, immer noch ein grösseres Artenspektrum hat, als der an diesen Standorten erwartete Klimax-Fichten-Wald.

Dies gilt für die Fichtenwälder im Berggebiet. Im Gegensatz dazu sind die untermontanen Buchenwälder (*Fagetalia*-Klimax) des Schweizer Jura sehr artenreich (Zoller und Bischof, 1980).

Rote Liste Arten werden im Berggebiet durch die Bewirtschaftungsaufgabe zurückgedrängt. Dies zeigt eine Untersuchung von Spatz und Weis (1980) über das Verhalten von geschützten Arten (*Gentianaceae*, *Primula farinosa*, *Soldanella alpina*) bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. In der Standweide kommen alle drei Arten am häufigsten vor und nehmen ab, sobald nicht mehr bewirtschaftet oder gedüngt wird.

Im Berggebiet weisen Flächen, die extensiv bewirtschaftet werden, die höchste floristische Biodiversität auf. Sobald Sträucher und Bäume in einer Fläche aufkommen geht sie deutlich zurück. Die Klimaxwälder (Fichtenwald, Lärchenwald) und z.B. die stabilen Grünerlenaufwüchse sind ausgesprochen artenarm.

Tab. 3: Gesellschafts- bzw. bestandesspezifische Diversität von Nardetalia-Magerrasen und ihrer brachliegenden Folgestadien im Obergoms (Zoller und Bischof, 1980)

	Mähw., ehem. Äcker	Mähw., ehem. Äcker	Mager- wiesen	Bis 10 J. brach, tiefgrün- dig	Bis 10 J. brach, flachgrün- dig	10-30 J. Zwergstr. Aufwuchs	Aufw. <i>Betula</i>	Aufw. <i>Larix</i>	Aufw. <i>Alnus viridis</i>	Aufw. <i>Picea</i>	Alter <i>Larix</i> - Bestand	Alter <i>Picea</i> - Bestand
Südhang												
Anzahl Aufnahmen	28	15	25	16	19	25	11	12	14	12	13	13
Mittlere Artenzahl pro Aufnahme- fläche	34	61	70	54	62	50	45	40	22	17	47	20
Nordhang												
Anzahl Aufnahmen	-	-	27	16	-	11	-	12	13	12	12	19
Mittlere Artenzahl pro Aufnahme- fläche	-	-	71	59	-	52	-	35	22	16	39	20

3. Auswirkungen der Verbrachung

Betrachtet man die floristische Biodiversität nicht nur auf Parzellen- sondern auch auf Gebietsebene, so entsteht die grösste Biodiversität bei einem Mosaik verschiedenster Flächen. Intensive und extensive Wiesen und Weiden und offene Flächen wechseln mit Hecken, Feldgehölzen und Wald ab, trockene Lebensräume mit feuchten. Die Nutzungsintensität (intensiv vs. extensiv) und die Nutzungsform (Weide vs. Schnitt) einer Parzelle bestimmt nicht nur die Artenzahl sondern auch, welche Arten auf einer Fläche wachsen können.

Schlussfolgerungen: Floristische Biodiversität

- Im Schweizer Alpengebiet weisen extensiv bewirtschaftete Wiesen und Weiden von allen Vegetationseinheiten die grössten Artenzahlen pro Fläche auf.
- Die bei einer Auflassung von Flächen erwarteten Klimaxgesellschaften dagegen sind sehr artenarm.
- Schon gewisse Zwischenstadien wie beispielsweise Grünerlengebüsche sind ausgesprochen artenarm.
- Ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlich genutzter Flächen und deshalb verschiedenster Vegetationseinheiten, fördert die Biodiversität am stärksten.

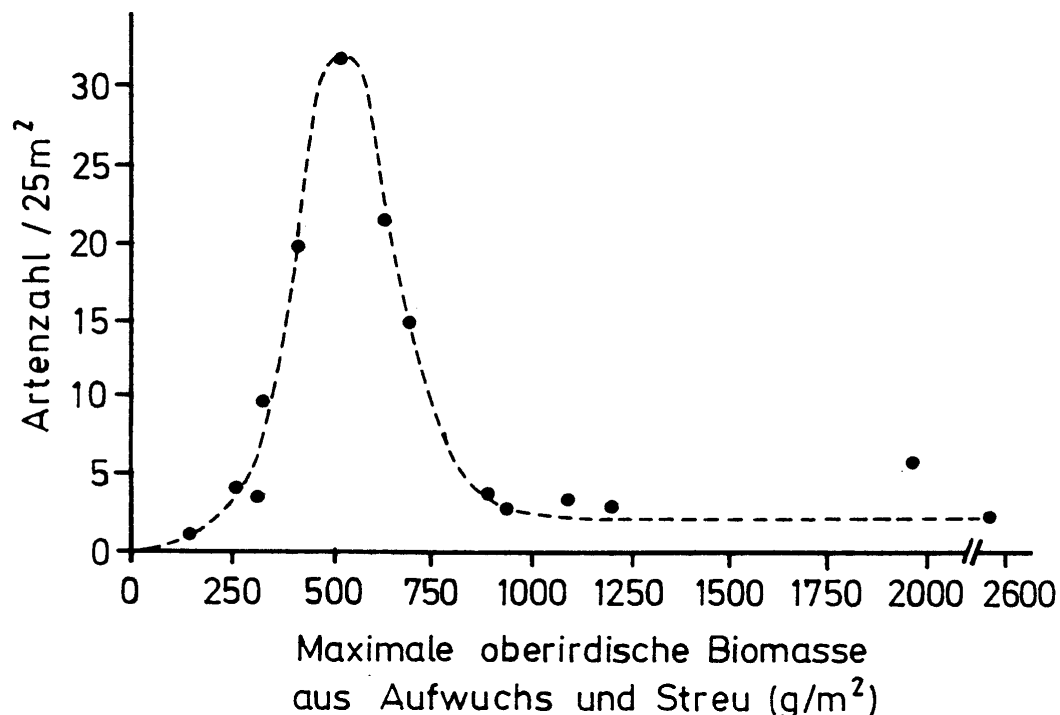


Abb. 4: Artenzahl je Bezugsfläche in Abhängigkeit zur höchsten Phytomasse an Aufwuchs und Streu (in Spatz, 1994, nach Grime 1973 und 1976)

Faunistische Biodiversität

Anders als für die floristische sieht es für die faunistische Biodiversität aus.

Bierhals (1976) führte eine umfassende Literaturlauswertung über die Auswirkungen von Brachflächen auf die Fauna d.h. Säuger, Vögel und Insekten in Deutschland durch. Als Endauswertung stellte er eine ökologische Wertereihe verschiedener Biotope, die vom Hackfruchtacker bis zum Mischwald reichten, zusammen. Diese Wertereihe beschreibt die Bewertung der einzelnen Biotope nach ihrer Auswirkung auf die oben genannten Artengruppen Säuger, Vögel und Insekten. Bei dieser Bewertung schnitt der Waldrand und der Mischwald am besten ab. Nadelwald hingegen kommt hinter die meisten Brachetypen zu stehen. Verschiedene Brachetypen wurden unterschiedlich beurteilt, standen aber immer vor dem Kulturland.

In fast allen Fällen stellten Brachflächen eine deutliche faunistische Bereicherung der vorher bestehenden Kulturlandform dar. Dabei ergab sich für den ornithologischen Bereich eine wichtige Ausnahme: Extensiv genutzte Feuchtwiesen, Streuwiesen, zeigten einen höheren ornithologischen Wert als die nachfolgende Bracheform.

In der Schweiz wurden z.B. die Auswirkungen der Brachflächen auf die Schmetterlingsfauna (Balmer, 1999; Zoller *et al.*, 1984) untersucht. Dabei stellte Balmer (1999) für den Jura fest, dass Buschbrachen gegenüber Magerweiden und Grasbrachen eine deutlich erhöhte Artenvielfalt aufweisen. Dies im Gegensatz zum Waldaufwuchs, der praktisch keine Schmetterlinge mehr enthielt. Zoller *et al.* (1984) fanden im Tavetsch die meisten Schmetterlingsarten in genutzten, südexponierten Magerweiden (Abb. 5). Ein völliger Einbruch der Artenzahl ergab sich, wenn Grünerlen auf der Fläche überhand nahmen. In einer mehrere Tierarten umfassenden Studie ermittelten Ittig und Nievergelt (1977) für Biotope mit Wald- und Strauchphasenanteilen im Obergoms die höchste Gesamtdiversität und hohe Vogeldichten.

3. Auswirkungen der Verbrachung

Schlussfolgerungen: Faunistische Biodiversität

- Waldrand, also ein Mosaik von Wald und offenen Flächen, weist die höchste faunistische Diversität der Gruppen Säuger, Vögel und Insekten auf.
- Mit Ausnahmen fördern Brachflächen die faunistische Biodiversität besser als Flächen, die landwirtschaftlich genutzt werden.
- Vorübergehende Brachestadien zwischen Strauchphase und Wald scheinen besonders günstige Voraussetzungen für eine hohe faunistische Diversität aufzuweisen.
- Eine hohe Artenvielfalt an Schmetterlingen wird auf südexponierten Magerweiden gefunden.

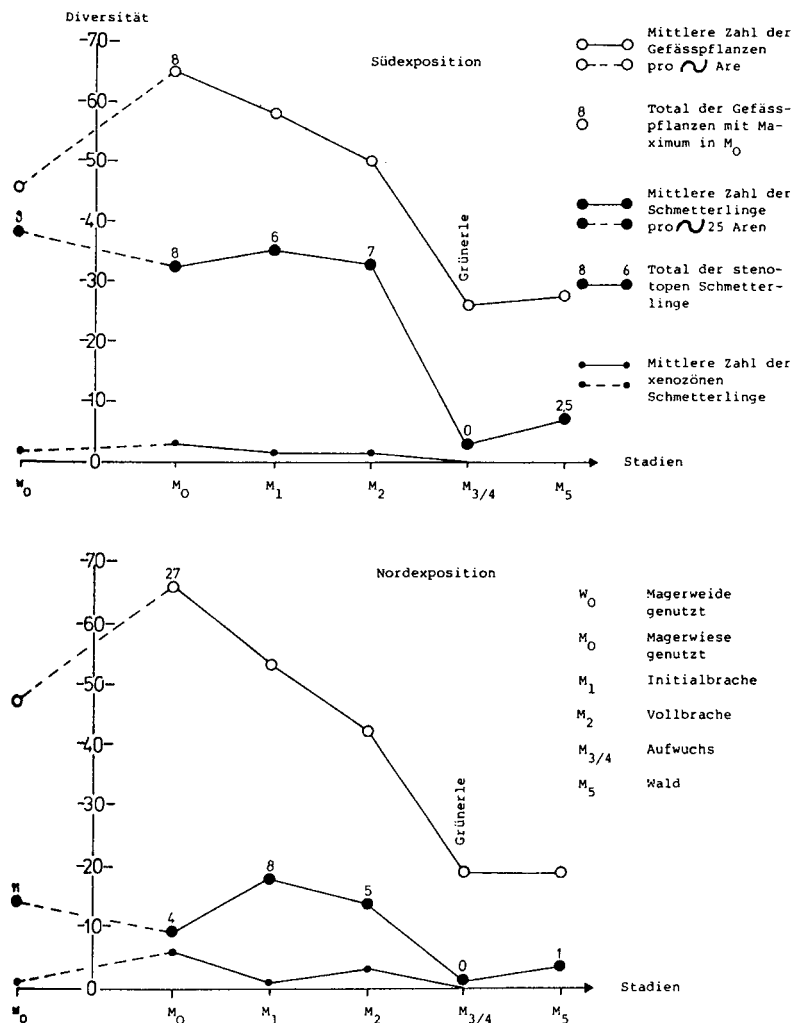


Abb. 5: Mittlere Artenzahl von Gefässpflanzen und tagaktiven Schmetterlingen bei verschiedener Bewirtschaftung und in verschiedenen Sukzessionsstadien brachliegender Halbtrockenrasen im Tavetsch (Kt. Graubünden) (in Zoller *et al.*, 1984 zusammengestellt nach Bischof, 1981 und 1984 und Erhardt, 1981)

Auswirkungen von Tieren auf das Brachegeschehen

Bis jetzt wurden v.a. die Auswirkungen der Verbrachung auf die Tierwelt betrachtet. Es gibt im Gegenzug auch Auswirkungen der Tiere auf die Verbrachung. Beispielsweise wird sowohl von Stüssi (1970) für den Schweizer Nationalpark als auch von Schreiber (1985) für Flächen in Baden-Württemberg das Wild erwähnt, das auf den brachgefallenen Wiesen und Weiden äst und so eine Sukzession verzögert oder verhindert.

Von Kienzle (1979) und von Schreiber (1985) wird die Ameise genannt, die durch ihre Erdhügel auf Brachflächen eine höckrige Bodenoberfläche schafft, auf der sich die unterschiedlichsten Pflanzen ansiedeln und so zu einer grossen floristischen Artenvielfalt beitragen.

3.1.3 Wasserhaushalt, Erosion und ökologische Stabilität

Wasserhaushalt und -qualität

Im Bericht der EU über die „Folgen der Brachlegung“ (Bühnemann *et al.*, 1979) wurde Literatur über die Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch die Brachflächen ausgewertet. Sie erwies sich als sehr widersprüchlich und ohne gesicherte Untersuchungsergebnisse. Dies deutet darauf hin, dass die Ergebnisse sehr standortabhängig sind. Neuere Arbeiten über Brachland beschäftigen sich eher weniger mit diesem Thema. Und doch soll hier auf das Abflussgeschehen und die Wasserqualität eingegangen werden, die die Gesellschaft direkt in Form von Hochwasser, Erosion bzw. durch das Trinkwasser betreffen.

Das Abflussgeschehen ist von der Vegetation und der geologischen Unterlage abhängig. Bunza (1978) führte einen Beregnungsversuch auf Flächen mit unterschiedlicher Vegetation durch:

1. subalpine Rasengesellschaft mit 30% Grünerlen (Brachevegetation)
2. 90% Grünerlen (Brachevegetation)
3. ohne Bewuchs (im Bereich einer planierten Skipiste)

Der Oberflächenabfluss war bei Fläche 2 am niedrigsten und bei fehlendem Bewuchs (Fläche 3) am höchsten. Bewirtschaftete Flächen entsprechen ungefähr der Fläche 1 (subalpine Rasengesellschaft). Bodenabtrag trat bei keiner der Flächen auf.

Entscheidend für die Wasserqualität ist u.a. der Nitratgehalt. Dementsprechend soll hier auf den Faktor Stickstoffauswaschung eingegangen werden. Unter einer voll ausgebildeten Brachevegetation ist damit zu rechnen, dass die N-Auswaschung derjenigen unter wenig intensiv genutztem Grünland entspricht, also nur ein geringes Ausmass annimmt (Bierhals, 1976).

Im Val Grande (Alpen in Norditalien, die seit 30 Jahren nicht mehr bewirtschaftet werden) wurde erhöhtes Algenwachstum in den Bächen festgestellt. Vermutet wird die N-Auswaschung aus ehemals gedüngten Flächen (Fitze, 2000). Mit der Nutzung und Düngung wurde die Nährstoffverfügbarkeit in den entsprechenden Flächen erhöht. Wird nicht mehr genutzt, entfällt der Export von Nährstoffen aus der Fläche durch das Abführen des Schnittgutes (Heu) und das Risiko für Nährstoffverluste steigt an.

Schlussfolgerungen: Wasserhaushalt und -qualität

- Der Oberflächenabfluss wird durch die Vegetation und die geologische Unterlage bestimmt.
- Unter Brache und unter wenig intensiv genutztem Grünland ist ein sehr tiefes Auswaschungsrisiko gegeben.

Blaikenerosion

Die Blaikenbildung¹ im Alpenraum ist bedingt durch ein komplexes Gefüge von verschiedenen Faktoren, die z.B. von Laatsch & Grottenthaler (1973) und Mössmer (1985) für den bayerischen Alpenraum ausführlich untersucht wurden. In diesem Bericht werden nur einige wenige Fakten und Zusammenhänge angesprochen.

Blaiken können sich sowohl auf extensiv bewirtschafteten oder brachgefallenen Flächen als auch auf zu intensiv beweideten Flächen bilden (Laatsch und Grottenthaler, 1972). Häufig beginnt die Erosion im Alpenraum mit kleinen Bodenschürfungen. Diese können durch gleitende Schneedecken entstehen, z.B. auf Flächen, auf denen keine Bäume die Schneemassen aufhalten. Im Gegensatz zu Schneelawinen bedeutet Schneegleiten eine unmerkliche Schneebewegung der Schneeunterlage von Millimetern bis Metern pro Tag (in der Gand, 1968). Gemäss Laatsch und Grottenthaler (1973) weisen typische Gleitschneehänge eine Hangneigung von 58% und mehr auf. Andere Einflussfaktoren des Schneegleitens und somit der Blaikenbildung sind die Exposition, Höhenlage, Bestockung, Geologie und Boden, Hangwasser sowie die Witterung (Mössmer, 1985; Laatsch und Grottenthaler, 1973). Als Ansatzstellen (vgl. Abb. 6) für Schurf nennen Laatsch und Grottenthaler (1973) alleinstehende Bäume, grössere Steine, Viehtreppen und durch Viehtritt verschobene Grasnarbenteile (Trittweglein). Sind über Winter Blaiken entstanden, können sie während dem Sommer durch heftige Gewitterregen und Hangwasser noch vergrössert werden.

¹ Blaik: Häufige Erosionsform auf Rasenflächen im Gebirge; eine Blaik ist eine durch das Abrutschen der Rasenvegetation einschliesslich ihres Wurzelhorizontes entstandene vegetationsfreie Fläche von wenigen bis zu einigen Hundert Quadratmetern Grösse; Blaik kommt von blank = offen (Spatz, 1999)

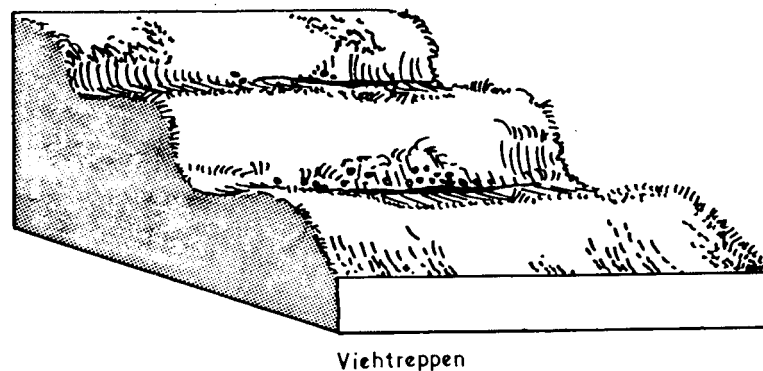
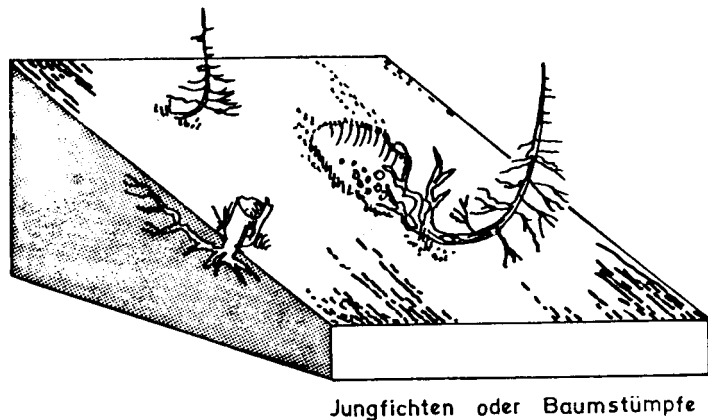
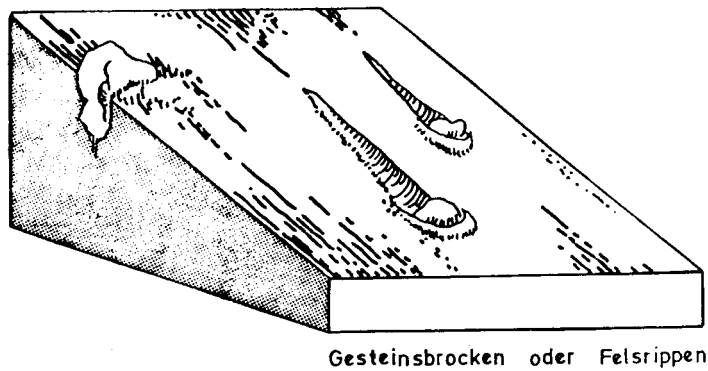


Abb. 6: Ansatzstellen für Erosion in steilem Gelände (in Spatz, 1994, nach Spatz, 1981)

Wie sieht die Situation nun für brachgefallene Alpflächen aus? Durch die ständig auf einer gepflegten Alp durchgeführten Unterhaltsarbeiten wie das Entfernen der Steine und der jungen Bäume sowie dem Ausbessern von vegetationsfreien Stellen, werden die Ansatzstellen für Schurf und Blaiken teilweise eliminiert. Dies ist auf brachgefallenen Alpen nicht mehr der Fall, wodurch eine erhöhte Erosionsgefahr bestehen kann. Mössmer (1985) ermittelte für aufgelassene Alpflächen einen erhöhten Anteil an Blaikenflächen ab einer Hangneigung von 58%. In Bezug auf die Höhenlage stellt Mössmer für brachgefallene Flächen eine gesicherte Zunahme der Blaikenhäufigkeit ab 1200m ü.M. fest, für beweidete Flächen ist dieser Anstieg erst ab 1500 m ü. M. auszumachen. Karl (1983) beobachtet Blaikenbildung v.a. auf nicht

3. Auswirkungen der Verbrachung

mehr bewirtschafteten Bergwiesen und Wildheuplanggen der alpinen Stufe oberhalb der geschlossenen Waldgrenze. Solche Beobachtungen wurden auch von Bätzing (1991) gemacht und mit der Vermutung verknüpft, dass nicht geschnittene, lange Grashalme im Winter im Schnee einfrieren und durch den Kriech- und Gleitschnee mit den Wurzeln ausgerissen werden. Die dadurch entstandenen vegetationslosen Stellen können im Sommer durch Wasser zusätzlich erodieren (Surber *et al.*, 1973; Bätzing, 1991).

Ökologische Stabilität

Die Stabilität bezeichnet die Regenerationsfähigkeit eines Ökosystems, das heisst, die Fähigkeit nach einer Störung wieder in seinen früheren Zustand zurückzukehren.

Walther (1984) sieht Räume mit instabiler Entwicklung v.a. in steilen, rutschungsgefährdeten Hängen oberhalb der geschlossenen Waldgrenze. Bätzing (1991) spricht von der ökologischen Labilität des Alpenraumes. Diese Instabilität wird jedoch

1. durch die Bewirtschaftung, die den lokalen Verhältnissen genau angepasst ist (Balance zwischen Über- und Unternutzung) und
2. durch die ständig ausgeführten Reparatur- und Pflegearbeiten (auch im Sinne von Schutzmassnahmen)

zu stabilisieren versucht. Mit der Brachlegung von Flächen fallen gerade auch diese „stabilisierenden“ Massnahmen weg, was zu erhöhter Instabilität führt.

Die Flächen innerhalb des natürlichen Waldgürtels ordnet Walther (1994) den stabilen Räumen zu. Wenn Brachflächen und Wald engräumig verteilt sind, so besteht die Chance einer schnellen Wiederbewaldung der offenen Flächen.

Schlussfolgerungen: Blaikenerosion und ökologische Stabilität

- Blaiken treten auf aufgelassenen Alpflächen v.a. über 1200 m ü.M. und bei Hangneigungen von mehr als 58% auf.
- Auf beweideten Alpflächen sind sie erst ab 1500 m ü.M. gehäuft festzustellen.
- Die Entstehung von Blaiken wird begünstigt, wenn die niedergedrückten Gräser im Schnee einfrieren und die Grasnarbe durch gleitende Schneemassen mitgerissen wird. Diese Gefahr wird erhöht, wenn keine Bäume zum Aufhalten des Schnees vorhanden sind.

3. Auswirkungen der Verbrachung

- Ein Aufgeben der Nutzung an rutschungsgefährdeten Hängen oberhalb der Waldgrenze kann die Blaikenbildung deutlich erhöhen.
- Das Aufgeben der stabilisierenden Reparatur- und Pflegearbeiten führt zu erhöhter Instabilität.

3.2 Landwirtschaftliche Aspekte

Be- und Entwässerungssysteme und Terrassen

Mit der Bewirtschaftung wird auch der Unterhalt von Einrichtungen aufgegeben, die eine landwirtschaftliche Nutzung an bestimmten Orten überhaupt erst möglich machten. Konkrete Beispiele sind Be- und Entwässerungssysteme wie Gräben und Drainagen, aber auch Terrassen in sehr steilem Gelände. Der fehlende Unterhalt von Wegen macht eine allfällig gewünschte Wiederaufnahme der Nutzung ebenfalls sehr aufwendig.

Surber *et al.* (1973) erwähnt, dass z.B. in geotechnisch labilem Gelände der Zerfall von Entwässerungssystemen zu Rutschungen des Geländes führen kann. Und dass in sehr steilem Gelände Gleitschnee und Lawinen von zerfallenden Terrassen kaum noch gebremst oder aufgehalten werden. Gerade bei Terrassen ist, bedingt durch deren Verfall, auch mit Erosion zu rechnen.

Bierhals (1976) beschreibt die Wiedervernässung von ehemals trockengelegten Mooren als positive Entwicklung aus der Sicht der heimischen Tierwelt. Durch das Verwachsen und Verfallen der Entwässerungssysteme werden Nass- und Feuchtbiotop geschaffen, welche der an diese Biotop angepassten Fauna das Überleben sichern.

Schlussfolgerungen: Zerfall von Terrassen und Drainagen

- Der Zerfall von Terrassen und Drainagen wirkt sich negativ auf die Stabilisierung des Geländes aus. Positive Wirkungen sind evtl. die Wiederherstellung bestimmter Lebensnischen.
- Der Zerfall der Strukturen (inkl. Erschliessung) macht eine spätere Wiederaufnahme der Nutzung von Brachflächen sehr aufwendig.

3.3 Gesellschaftliche Aspekte

Kulturlandschaft

Aber nicht nur Entwässerungssysteme und Terrassen sind von Menschen geschaffen und zerfallen bei der Aufgabe der Bewirtschaftung. Ebenso ist der ganze Alpenraum ein anthropogen geformter Kulturraum (Siegrist, 1995). Die Umwandlung des Naturraumes in die Kulturlandschaft benötigte Jahrtausende. Nach Bätzing (1991) trugen drei Eingriffe entscheidend zur Veränderung der Ökosysteme bei:

1. Die Schaffung der Kulturstufe der Alpen durch Vergrößerung der alpinen Matten mit Rodungen.
2. Die Schaffung der talnahen Kulturstufe durch Waldrodung.
3. Die Entsumpfung und Urbarmachung der grossen Talböden.

Unberührte Gebiete machen heute in einem typischen Alpentale (z.B. Montafon) 20-40% der Gesamtfläche aus und entfallen v.a. auf Felsregionen, Schutthalden, Lawinenbahnen, steile Waldzonen, Schluchten sowie auf „Fast-Wildnis“-Gebiete (unerschlossene Waldgebiete, Grünerlenbestände, hochalpine Rasen, Zwergstrauchheiden etc.) (Grabherr, 1995a).

Angesichts der Jahrhunderte, die nötig waren, um die Kulturlandschaft zu schaffen, sollte in der Diskussion um die Verbrachung berücksichtigt werden, wie lange es dauern könnte, um die Landschaft nach einer erfolgten Verbrachung wieder zu öffnen bzw. das Land nutzbar zu machen.

Schon 10-20jährige Erlen bilden sehr dichte, undurchdringliche Bestände, die nach 50-70 Jahren von einer Waldphase abgelöst werden. Mit dieser Entwicklung sind die meisten Gräser, Kräuter und Leguminosen verdrängt worden.

Neben diesen Vorschlägen zur Offenhaltung, gibt es auch Stimmen, die mehr ungenutzte Gebiete in den Alpen wünschen (Broggi, 1996). Nach Ewald (1995) fehlen v.a. ungenutzte, sich selbst überlassene Wildniszonen auf allen Höhenstufen und Expositionen, welche die Biodiversität erhalten können. Die im Kapitel floristische und faunistische Biodiversität zusammengefassten Arbeiten zeigen aber ganz klar, dass Wiesen und Weiden pro Fläche die grösste Artenzahl aufweisen, Klimaxgesellschaften (Fichtenwälder) und Übergangsstadien (Erlengebüsche), die bei der Verwilderung entstehen, dagegen artenarm sind.

3. Auswirkungen der Verbrachung

Um zur entscheidenden Frage der Nachhaltigkeit zu kommen, führt Grabherr (1995b) einen wichtigen Aspekt auf: „Wildnis könnte Nachhaltigkeit verhindern oder die Nachhaltigkeitsentwicklung stören.“ Er geht damit auf die Diskussion ein, dass bei der Aufgabe von Land in den höheren Lagen, Flächen im Tal intensiviert werden. Z.B. werden Nährstoffe dann an einem Ort konzentriert (mit allen negativen Folgen) und nicht mehr über verschiedene Höhenlagen verteilt. Dieser Prozess kann bereits beobachtet werden und wird auch von Bätzing (1988) und Rieder (1996) erwähnt.

Schlussfolgerungen: Kulturlandschaft

- Der Alpenraum ist ein Kulturraum, der über Jahrhunderte hinweg geschaffen wurde.
- Die Verbrachung kann durch die Intensivierung anderer Flächen die Nachhaltigkeit beeinträchtigen.
- Die Wiederurbarmachung und die Erhöhung der Biodiversität auf den früheren Stand können nach einer Bewirtschaftungsaufgabe nicht oder nur äusserst schwer erreichbar sein.

Landschaft und Erholung

Eine immer wieder im Zusammenhang mit der Verbrachung genannte Befürchtung ist die der Landschaftsentwicklung bzw. der Veränderung des Landschaftsbildes und dem damit zusammenhängenden veränderten Erholungswert und der veränderten Erlebniswirksamkeit der Landschaft. Bereits Surber *et al.* (1973) befürchtet eine Beeinträchtigung der Erholungsfunktion der Landschaft durch die Verunkrautung, des Stauden- und Strauchwuchses.

Umfassende Studien und Bevölkerungsbefragungen zur Erlebniswirksamkeit und den Einstellungen zu möglichen Landschaftsentwicklungen wurden von Nohl (1976) und Hunziker (2000) durchgeführt. Nohl (1976) stellte fest, dass hinsichtlich ihrer Erholungseignung verschiedene Brachflächen unterschiedlich eingeschätzt werden. Grünlandbrachen in der Niederung werden beispielsweise anders eingeschätzt als Grünlandbrachen in einem engen Tal oder in einem weiten Tal im Mittelgebirge. Hunziker (2000) findet anhand von Befragungen mit Fotos von Landschaftsausschnitten (siehe Abb. im Appendix), dass in einer auf einen Blick erfassbaren, einseitig von Wiesen geprägten Berglandschaft ein leichter Anteil an brachebedingter Verbuschung positiv beurteilt wird. Es gilt hier jedoch zu betonen, dass eben nur ein

3. Auswirkungen der Verbrachung

auf einen Blick erfassbaren Landschaftsausschnitt beurteilt wurde. Wie ein ganzes sich auf dem Weg zur Wiederbewaldung befindliches Tal bezüglich seiner Schönheit beurteilt würde ist nicht klar. Von grosser Bedeutung ist die Feststellung, dass das Erhalten dieser Verbrachung einen bedeutenden Pflegeaufwand benötigt, damit sie nicht in Wald übergeht.

Brachland wird von verschiedenen Altersgruppen sowie von den Gruppen Einheimische und Grossstädter verschieden beurteilt (Nohl, 1976). Hunziker (2000) versucht die verschiedenen Urteile der unterschiedlichen Gruppen mit den Dimensionen Tradition, Naturschutz, Rendite und Stimmung zu begründen, was sich tendenziell erhärtet, aber weiter zu überprüfen ist. Zur Hypothese, die Akzeptanz der Wiederbewaldung könnte in Zukunft zunehmen, ergibt sich kein schlüssiges Ergebnis.

Ein wichtiger Faktor, der hier noch erwähnt werden soll, ist der der maximalen Wiederbewaldung. Von Bardeleben und Gekle (1978) erwähnen, dass bei einem Waldanteil von über 80% die Attraktivitätsschwelle für ein Erholungsgebiet überschritten wird. Kienast (persönliche Mitteilung) sieht das Optimum bei einem Waldanteil zwischen 30 und 60%. Übersteigt die Waldfläche diese 60%, dann sinkt die Attraktivität der Landschaft. Nach Kienast sollte aber nicht ein zu starkes Gewicht auf den gesamten Waldanteil gelegt werden, sondern eher auf die Struktur der Landschaft. Denn, je mehr kleinere Waldflächen vorhanden sind, desto attraktiver ist die Landschaft. In Tahvanainen *et al.* (1996) konnte zudem gezeigt werden, dass eine Wiederbewaldung (hier durch Aufforstung) auf einem Grossteil der Fläche sich negativ auf die Attraktivität der Landschaft auswirkt. Werden jedoch nur kleinere Flächen aufgeforstet, wirkt sich dies auf die Attraktivität positiv aus; dies um so mehr, wenn die aufgeforstete Landschaft zuvor monoton war. Der als Attraktivitätsschwelle wirkende Waldanteil ist nach Nösberger (persönliche Mitteilung) von der Art der Landschaft abhängig. So ertragen weite Landschaften einen höheren Waldanteil, als ohnehin schon enge Bergtäler. Die Existenz einer solchen Attraktivitätsschwelle hat v.a. für Tourismusregionen Konsequenzen, ist aber auch bedeutend für die dezentrale Besiedelung, da es wenig attraktiv ist in einer solchen Landschaft zu wohnen und zu leben. Um also den Waldanteil unterhalb einer Attraktivitätsgrenze halten und der Forderung nach einer dezentralen Besiedelung gerecht werden zu können, kann es nötig sein, die landwirtschaftliche Bewirtschaftung auch von ökonomisch unrentablen Flächen aufrecht zu erhalten.

3. Auswirkungen der Verbrachung

Schlussfolgerungen: Landschaft und Erholung

- In Befragungen mit Fotos von Landschaftsausschnitten einer auf einen Blick erfassbaren, einseitig von Wiesen geprägten Berglandschaft, wurde ein leichter Anteil an brachebedingter Verbuschung positiv bewertet. Ein solcher brachebedingter Zustand ist nicht dauerhaft. Um ihn zu erhalten ist Pflege nötig, womit man zur Bewirtschaftung zurückkehrt.
- Zu grosse und zusammenhängende Waldflächen beeinflussen die Attraktivität der Landschaft negativ. Dies hat Konsequenzen für den Tourismus und die dezentrale Besiedelung (Abwanderung).

4. Verhinderung der Verbrachung

4.1 Zielsetzungen

Sollen Brachflächen in der Landschaft verhindert werden, so stellt sich die Frage nach dem Ziel, das mit den Massnahmen verfolgt werden soll. Folgende vier Zielsetzungen (a-d) geben einen Überblick über die Möglichkeiten:

- a) Erhaltung von gefährdeten/bestimmten Wiesen- und Pflanzengesellschaften
- b) Offenhaltung der Flächen
- c) Möglichst hohe Biodiversität (Pflanzen und Tiere)
- d) Standortangepasste Produktion

Je nach Zielsetzung variieren die möglichen Pflegemassnahmen.

- a) Um gefährdete/bestimmte Wiesentypen und Pflanzengesellschaften zu erhalten, ist meist die ursprüngliche, traditionelle, landwirtschaftliche Nutzung erforderlich. Schnitt- oder Weidenutzung mit den entsprechenden Nutzungsterminen und Düngerversorgung müssen beibehalten werden. Welche Wiesen- und Weidetyper durch welche Nutzung entstanden und somit durch diese Nutzung auch erhalten werden können, darüber gibt es ausführliche Literatur z.B.: „Unsere Weisen kennen“ (AGFF, 1994); „Abgestufte Bewirtschaftungsintensität im Naturfutterbau“ (Koch, 1992); „Freiflächenpflege“ (Spatz, 1994); „Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten“ (Maertens *et al.* 1990).
- b) Sollen Flächen einfach offengehalten d.h. soll der Gehölzaufwuchs verhindert werden, sind mehrere Pflegemassnahmen möglich. Sie reichen von Mahd alle 1-5 Jahre je nach Geschwindigkeit der Sukzession, Weide durch die verschiedensten Tierarten, Mulchen, Abbrennungsmethoden und auch Herbizidanwendung werden in der Literatur diskutiert. Auf diese verschiedenen Pflegemassnahmen wird unten unter 4.2 noch näher eingegangen.
- c) Wird eine möglichst hohe Gesamtbiodiversität angestrebt, dann sind Wiesenbiotope mit Wald- und Strauchphasenanteilen besonders wichtig (Ittig und Nievergelt, 1977). Um z.B. die Artenvielfalt der Schmetterlinge im Jura zu erhalten, sind v.a. Buschbrachen nötig (Balmer, 1999). Der grösste Artenreichtum an Pflanzen pro Fläche wird auf extensiv genutzten Wiesen erreicht (Zoller und Bischof, 1980). Diese Beispiele zeigen, dass ein

4. Verhinderung der Verbrachung

Nebeneinander der verschiedensten Nutzungsintensitäten inkl. Brachestadien nötig ist, um eine hohe Gesamtbiodiversität von Pflanzen und Tieren zu erreichen. Spatz (1994) zeigt zwei Möglichkeiten auf, wie dies umgesetzt werden kann:

1. Die Erhaltung von Brachestadien

Hier zeigt Spatz gleich selbst auf, dass dies nicht möglich, bzw. in sich widersprüchlich ist. Denn der Charakter einer Brache ist es, dass sie sich ständig entwickelt. Greift man durch Pflegemassnahmen ein, handelt es sich um eine gestörte Brache, die ihre Qualität als Biotop für viele Pflanzen und Tiere einbüsst.

2. Die wiederholte Einleitung der Sukzessionsreihe

Dies bedeutet, dass man Flächen bis in die frühe Verbuschungsphase sich selbst überlässt (ca. 10 Jahre, je nach Fläche) und sie dann zurückschneidet. Dies wird am besten mit einem Rotationsmanagement verbunden, d.h. in einem Gebiet befinden sich verschiedene Stadien der Sukzession, bei denen abwechslungsweise die Sukzession neu eingeleitet wird. Ein solches Rotationsmanagement wird z.B. von Wildermuth (1983) für einen anthropogenen Moorkomplex beschrieben. Spatz (1994) beschreibt für das Zurückschneiden der Buschphase spezielle Mulchgeräte, die Gebüsche mit Stammdurchmessern von bis zu 10 cm bewältigen können. Solche zurückgeschnittenen Flächen müssten nach dem ersten Einsatz noch einige weitere Jahre gemulcht werden, um das rasche Wiederaufkommen von schnell austreibenden Büschen zu verhindern. Ob solche Geräte auch im Berggebiet einsetzbar sind, bleibt aber fraglich. Erfahrungen im Randengebiet zeigen wie sehr aufwendig und kostenintensiv dieses Entbuschen ist.

d) Die vierte Zielsetzung trägt v.a. der Frage Rechnung, ob gebietsübergreifende Instrumentarien Zielen wie der hohen Biodiversität und der Erhaltung von Wiesentypen überhaupt gerecht werden können. Die Sukzession erfolgt je nach Standort und Ausgangslage der Flächen bevor sie brachfallen sehr verschieden. Eine regionale Planung scheint sich aufzudrängen. Land könnte dabei wie von Dietl (1980) vorgeschlagen in vier verschiedene Ertragsfähigkeiten eingeteilt werden, grosse, mässige, geringe und geringste. Er schlägt vor Land der ersten zwei Kategorien durch geeignete Massnahmen als Kulturland offenzuhalten. Land der anderen zwei Kategorien könnte gezielt zum Zweck des Natur- und Landschaftsschutzes bewirtschaftet werden.

4.2 Mögliche Pflegemassnahmen

4.2.1 Mahd

Durch die Mahd wird der Pflanzenbestand beeinflusst. So werden durch die Variation des Schnittzeitpunktes und die Häufigkeit des Schnittes die Konkurrenzverhältnisse im Bestand (und somit die Artenzusammensetzung) sowie der Nährstoffexport durch das Pflanzenmaterial bestimmt.

Durch den Nutzungszeitpunkt und die Nutzungshäufigkeit kann also die Erhaltung oder Verdrängung von Arten gesteuert werden. Die Mahd eignet sich so besonders zur Erhaltung von spezifischen Pflanzengesellschaften, die durch die Mähnutzung entstanden sind. Wird die Mahd zur Offenhaltung einer Fläche eingesetzt so kann man zwei Möglichkeiten unterscheiden: a) das Schnittgut wird abgeführt und b) das Schnittgut verbleibt auf der Fläche. b) entspricht dem Mulchen und wird weiter unter 4.2.3 besprochen. Bei der Methode a) stellt sich die Frage nach der Verwertung des Schnittgutes. Wurde es früher mit dem Ziel zur Einstreue oder Verfütterung gewonnen, so sind diese Nutzungen heute zunehmend in Frage gestellt, v.a. wenn es sich um Schnittgut minderer Futterqualität handelt. Streue wird heute weniger gebraucht. Spatz (1994) gibt eine Auswahl an Möglichkeiten, wie Schnittgut sonst verwertet werden könnte, z.B.: Kompostierung, energetische Verwertung (Verbrennung oder Fermentierung) oder technologische Verwertung (Zellstoffherstellung aus Gras).

Die notwendige Minimalnutzung um den Gehölzaufwuchs zu verhindern, ist sehr von der Ausgangsvegetation und des Standortes abhängig. Wie in Kapitel 3.1.1 dargestellt, ist die Gehölzsukzession von den verschiedensten (Standort)-Faktoren abhängig, so dass keine allgemeingültigen Aussagen über die Minimalnutzung gemacht werden können. Bischof (1984) schreibt zur Frage der Erhaltung von Nardeten in den Zentralalpen (Bedrettal, Urseren, Tavetsch und Obergoms) Folgendes:

„Aus landwirtschaftlich-ökonomischer Sicht lohnt es sich nicht mehr, eine Zwergstrauch- oder ältere Gras-Kraut-Brache in nutzbares Grünland zurück zu verwandeln. Dies bedeutet, dass – sowohl als landwirtschaftliche wie naturschützerische Massnahme – an Nordhängen jedes Jahr, an Südhängen alle zwei (bis fünf) Jahre, einmal, je nach Gründigkeit der Unterlage, wenn möglich nach dem Entwicklungshöhepunkt, gemäht werden sollte, um die Sukzes-

sion wirksam aufzuhalten. Der Aufwand zum Schutz gefährdeter Magerrasen und zur Erhaltung landwirtschaftlicher Grünflächen ist also relativ gering.“

Je mehr Jahre zwischen zwei Pflegeschnitten verstreichen, desto schlagkräftigere Maschinen sind nötig, um die aufgekommenen Sträucher und Bäume schneiden zu können.

4.2.2 Weide

Die Weide stellt die extensivste Nutzungsart zur Pflege der Landschaft dar. Zudem zeigte die Agrofutura (2001) in einer Untersuchung von extensiven Wiesen und Weiden, dass extensive Weiden eine höhere Artenzahl aufweisen, als extensive Wiesen. Diese Tatsache soll aber nicht zum voreiligen Schluss führen, dass eine Überführung extensiver Schnittwiesen in extensive Weiden die höchste Biodiversität bringt. Denn die Wiesen zeichneten sich gegenüber den Weiden durch eine grössere Individuendichte aus. Zudem zeigte sich, dass nur 40% aller auf den extensiven Wiesen und Weiden gefundenen Arten den beiden Nutzungsarten gemeinsam sind. Die restlichen 60% der gefundenen Arten sind also speziell an die eine oder andere Nutzungsart angepasst. Dies bedeutet, dass die höchste Artenvielfalt erreicht wird, wenn extensive Wiesen und Weiden nebeneinander existieren. Es gilt zu beachten, dass die gewählte Nutzungsart konstant beibehalten werden muss, damit sich die oben erwähnte Artenvielfalt einstellt und erhalten und sich die spezialisierte Pflanzen- und Tiergemeinschaft ausbilden kann. Ein Vorteil der Weide ist, dass die Offenhaltung der Landschaft nicht zur reinen Pflege „verkommt“, sondern nach wie vor mit der landwirtschaftlichen Produktion verknüpft wird (Maertens *et al.*, 1990). So wird denn auch die extensive Weide häufig als Möglichkeit der Offenhaltung von Flächen diskutiert. Charles (1979) hält fest, dass im Berggebiet vereinfachte Formen der Weidenutzung möglich sind. Er warnt aber davor, dass falsch geplante Weidesysteme zu einer ungünstigen botanischen Zusammensetzung führen können, den Tieren keine genügende Ernährung sicherstellen und das Ziel der Offenhaltung der Landschaft unter Umständen nicht erfüllen. Je länger eine Fläche unbewirtschaftet bleibt, desto mehr nehmen vom Vieh verschmähte Arten überhand (Spatz und Klug-Pümpel, 1978; Hard, 1976). Beweiden nur einige wenige Tiere eine sehr grosse Fläche, ist der Pflegeeffekt nicht gegeben (Spatz *et al.*, 1978). Die Tiere suchen sich v.a. die jungen, schmackhaften Pflanzen in unmittelbarer Nähe der Alphütte aus, weiter entfernte Gebiete werden kaum mehr aufgesucht. Dies führt einerseits zur Übernutzung der oft aufgesuchten Weidestellen und andererseits zur Unternutzung bis Verbuschung der selten bis nie besuchten Stellen. Um das Abwei-

4. Verhinderung der Verbrachung

den auch verschmähter Arten zu fördern schlägt (Spatz *et al.*, 1978) deshalb vor, eine Alp in mindestens drei Schläge zu unterteilen, damit die Tiere gezwungen sind diese einigermaßen sauber abzuweiden. Zudem müsste der Viehbesatz so hoch sein, dass eine volle Ausnutzung des gesamten Futterangebotes bis zum Ende der Weidezeit gewährleistet ist. Dietl (1995) schlägt sogar vor, die Alpflächen zweizuteilen und die Hälften abwechslungsweise jedes zweite Jahr in Form einer Umtriebsweide zu nutzen, um so eine Verunkrautung durch selektive Unterbeweidung zu vermeiden. Während dem „Brachejahr“ kann sich die eine Alphälfte erholen und, nur jedes zweite Jahr genutzt, sind ertragsarme Weideflächen fähig, jeweils im Nutzungsjahr den doppelten Futterertrag zu liefern. Dieses Prinzip wird bereits seit Jahrhunderten bei der Nutzung der Bergheumäher angewendet (Schmid und Jeangros, 1990).

Dem gegenüber steht die Feststellung, dass gerade extensive Standweiden eine sehr hohe Artenzahl aufweisen können (Schläpfer *et al.*, 1998). Damit diese nicht verbuschen ist allerdings die regelmässige Weidepflege (Entfernen und zurückschneiden der Sträucher) nötig, wie es z.B. von beweideten Halbtrockenrasen bekannt ist.

Artenvielfalt und die Ernährung von anspruchsvollen Nutztieren müssen sich aber nicht ausschliessen. Durch eine standörtlich angepasste, abgestufte Nutzung von Alpweiden (vgl. Tab. 3) kann gemäss Dietl (1995) sowohl eine vielfältige Pflanzen- und Tierwelt und damit eine abwechslungsreiche alpine Kulturlandschaft erhalten werden als auch anspruchsvolle Milchkühe gelobt werden.

Die Auswirkungen der Tiere auf die Weide hängt natürlich auch sehr von der Tierart ab. Unterschiedliche Tierarten weisen verschiedene Wirkungen durch Tritt, Verbiss und selektives Fressverhalten auf (Abb. 7).

Angaben über den Minimalbesatz einer Weide um ihre Offenhaltung zu gewährleisten sind sehr rar gestreut. Gibt es Angaben in GVE/ha zu einem Versuch, dann fehlen bestimmt die Anzahl Weidetage, die das Vieh effektiv auf der Fläche zugebracht hat. Zusätzlich können nur ähnliche Standorte auch wirklich verglichen werden. Allgemein lässt sich, wie Maertens *et al.* (1990) feststellten, sagen, dass es nur eine geringe Anzahl differenzierter Untersuchungen über die Auswirkungen verschiedener Beweidungsformen auf die Vegetation gibt. Grundsätzlich gilt jedoch, dass zur Erhaltung der Wiesengesellschaften und zur Vermeidung der Einwanderung unerwünschter Pflanzenarten der Weidedruck (Besatz) so gross sein muss, dass das vorhandene Pflanzenmaterial gefressen wird. Ist das Futterangebot auf der Weide grösser als der Bedarf der Tiere, so fördert dies den selektiven Frass sehr stark (Pearson und Ison, 1997; le Du *et al.*, 1979; Hamilton *et al.*, 1973). Verschmähte Pflanzenarten haben in der Konkurrenz zu den abgeweideten Arten einen grossen Konkurrenzvorteil, was bei einem zu tiefen Tierbesatz zu einer Verschlechterung der Pflanzenbestände führt (minderwertige Arten,

4. Verhinderung der Verbrachung

Unkräuter, Büsche). Der Tierbesatz hat sich also in erster Linie nach der Menge des Futterwachstums und damit des Ertragspotentials des Standortes zu richten. Da sich die Ertragspotentiale der Standorte extrem unterscheiden, ist es auch nicht möglich einen allgemeingültigen minimalen Tierbesatz anzugeben.

Tab. 3: standörtlich angepasste, abgestufte Nutzung von Alpweiden (nach Dietl, 1995)

Intensitätsstufe	hoch	mässig	niedrig
Lage	- flach bis leicht geneigt - Stafelbereich	- bis 40% - mittlere Entfernung	- verschiedene Hangneigungen und Entfernungen
Pflanzenbestand	- Gras-Weisklee-Bestände (evtl. Neuansaat)	- Kammgrasweiden (<i>Cynosurion</i>) - Milchkrautweiden (<i>Poion alpinae</i>) - Klee-Borstgras-Weiden	- Borstgrasweiden (<i>Nardion</i>) - Blaugrashalden (<i>Seslerion</i>) - Hangriede, Moore
Düngung	- jährlich mässig Gülle, Mist	- Mist: alle 3-5 Jahre - oder Phosphat/Kali: 100 kg/ha P ₂ O ₅ , 150 kg/ha K ₂ O evtl. nach 5-10 Jahren wiederholen	- keine
Nutzung	regelmässiger Weidewechsel (evtl. Mähweide)	regelmässiger Weidewechsel	freier Weidegang
Artenvielfalt	gering	mittel bis hoch	mittel bis hoch, besondere Arten

Untersuchungen zur Wiederbeweidung und Verbesserung von ehemaligen Brachflächen stammen u.a. von folgenden Autoren (Cavallero *et al.*, 1987; Jeannin *et al.*, 1979; Troxler *et al.*, 1990). Diese Untersuchungen fliessen v.a. in die folgenden Ausführungen über die Eignung der einzelnen Tierarten zur Freiflächenpflege ein (ausführlichere Beschreibungen und Literaturzusammenstellungen zu den einzelnen Tierarten finden sich bei Spatz (1994) und aus Sicht des Naturschutzes bei Maertens *et al.* (1990)).

4. Verhinderung der Verbrachung

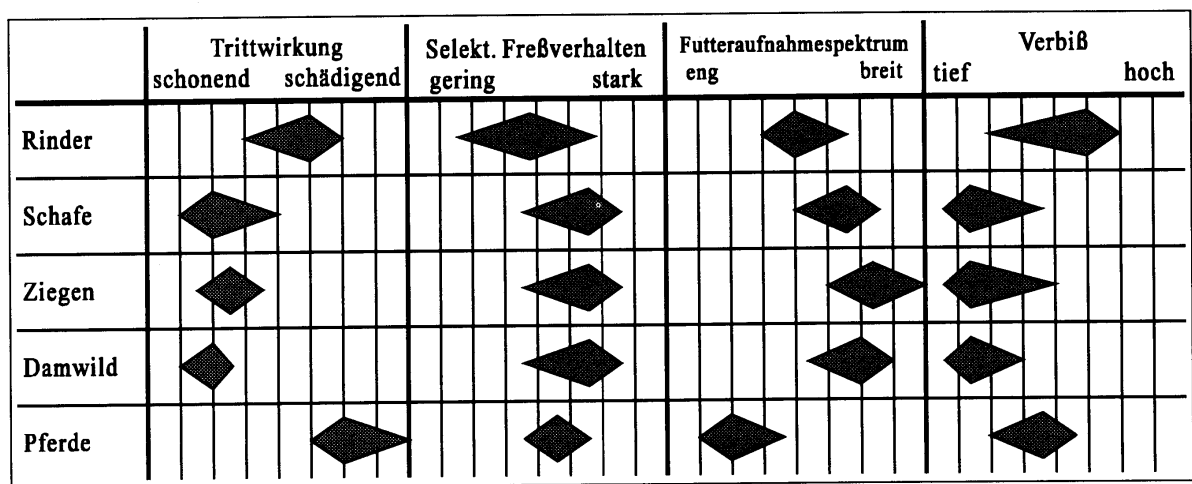


Abb. 7: Einfluss der Nutztierarten auf den Pflegestandort bei angemessener Weideführung (in Spatz, 1994 nach von Korn, 1987)

Rind

Zur Pflege von Freiflächen eignet sich insbesondere das Jungvieh und z.T. Mutterkühe. Milchvieh ist zu anspruchsvoll bzw. die Futterqualität von extensiven Flächen meist zu gering, um eine ansprechende Milchleistung zu erzeugen. Rinder sind weniger geeignet für sehr steile Lagen, da sie stärkere Trittschäden verursachen als z.B. Schafe. Sie sind jedoch für die Standweide geeigneter, da sie weniger selektiv weiden, d.h. schlechte Futterpflanzen weniger schnell überhand nehmen als durch den selektiven Frass der Schafe (Spatz, 1994). Jans und Troxler (1990), die Weideversuche mit Mutterkühen und Schafen an einem Trockenstandort im Wallis durchgeführt haben, halten dann auch Rinder für geeigneter um solche Trockenstandorte zu pflegen. Allgemein gilt für Rinderrassen, dass je kleinrahmiger und weniger anspruchsvoll sie sind, desto besser eignen sie sich zur Pflege von Freiflächen mit minderwertigem Futter (Spatz, 1994) (vgl. auch Tab. 4). Maertens *et al.* (1990) weisen darauf hin, dass in den jeweiligen Regionen die dort traditionell vorhandenen, angestammten Rassen, sofern es noch welche gibt, verwendet werden sollten.

Bereits vorhandene Verbuschung wird durch das Rind nicht eliminiert (Troxler *et al.*, 1990).

4. Verhinderung der Verbrachung

Tab. 4: Eignung von Rindern für die Freiflächenpflege (nach Spatz, 1994)

Rinderrasse	Freiflächen		
	Magerrasen	Moore	Brachflächen
Jungviehaufzucht schwere Rassen	+	0	++
Leichte Rassen	++	+	++
Ochsenmast	+	-	++
Mutterkuhhaltung schwere Fleischrassen	+		++
Leichte Robustrassen	++	+	+

- = nicht geeignet; + = geeignet; ++ = gut geeignet; +++ = sehr gut geeignet

Schaf

Aufgrund der geringeren Trittwirkung können Schafe im Gegensatz zu Rindern auch auf sehr steilen Flächen eingesetzt werden. Allerdings kann bei Schafen der selektive Frass zu Problemen führen. Troxler *et al.* (1990) raten auf Grund ihrer Untersuchungen im Wallis bei hohen Anteilen von Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*), Walliser Schwingel (*Festuca vallesiaca* Gaudin) und Rohrschwingel (*Festuca arundinacea*) eher Rinder als Schafe einzusetzen. Da mit einer Rinder-Umtriebsweide die Bestände eher gehalten oder sogar verbessert werden können. Bei Schafen jedoch ist die Verschmähung gewisser Arten unumgänglich, da nützen auch höhere Besatzstärken nichts. Sehr selektives Fressverhalten der Schafe kommt auch in der Untersuchung von von Wyl *et al.* (1985) auf zwei Alpen in den Waadtländer Voralpen zum Ausdruck. Auf beiden Alpen wurde seit über 10 Jahren eine Standweide für Schafe geführt (Besatzstärke 0,1 GVE pro ha und Jahr). Die Schafherden wählten jedes Jahr dieselben Lagerplätze und Weidestellen. Dies führte zu extrem überbeweideten Stellen sowie zu Flächenteilen die kaum oder nie beweidet wurden. Verschmäh werden u.a. *Vaccinium sp.*, *Salix sp.* sowie *Alnus viridis*. Durch die Unterbeweidung wurden diese Sträucher zusätzlich gefördert. Auch in der Umtriebsweide stellt Troxler *et al.* (1990) fest, dass die Verbuschung durch Schafe (wie auch durch die Rinder) nicht zurückgedrängt werden kann. Auf den Ruheplätzen der Schafe bei freier Schafhaltung findet man auch bald Lägerfluren, die z.B. von der Alpenkratzdistel (*Cirsium spinosissium*) und anderen verschmähten Arten dominiert werden (Spatz, 1994). Spatz (1994) hält dann auch die freie Schafhaltung für gezielte Freiflächenpflege ungeeignet. Um gezielt agieren zu können, empfiehlt er die Hütelhaltung. Diese ist z.B.

4. Verhinderung der Verbrachung

für die Pflege von Magerrasen unumgänglich. Die Schafe müssen über Nacht eingepfercht werden, damit die für die Magerrasen nötige Nährstoffdynamik erhalten bleibt.

Die eingesetzten Schafrassen sollen dem Futterwert der Flächen angepasst werden. Leistungsbetonte Fleischrassen eignen sich eher für Flächen mit guten Futterwerten, allgemein Landschaftsrassen lassen sich gut zur Pflege von Magerrasen einsetzen (Spatz, 1994). Was den richtigen Schafbesatz für spezielle Pflegeaufgaben betrifft, so ist dieser gemäss Spatz (1994) ohne Erfahrungswerte des jeweiligen Standortes kaum auszumachen.

Sehr umstritten bzw. diskutiert ist der Einfluss der Schafe auf die Erosion. Der tiefe Verbiss kann zum Absterben der Vegetation und somit zur Entstehung von „Wundflächen“ führen. Dietl (1982) beobachtet dann auch, dass auf trockenen, flachgründigen Böden der Boden durch Schafbeweidung bis auf den nackten Fels abgetragen werden kann. Dass dies sehr standortabhängig ist, zeigen von Wyl *et al.* (1985). Sie stellen auf einer Alp mit mässig durchlässigem Boden auch nach 10 Jahren Schafbeweidung noch keine durch Schafe hervorgerufenen Erosion fest.

Ziege

Ziegen sind am besten geeignet, um bereits vorhandene Verbuschung zurückzudrängen. Wilmanns und Müller (1976) stellen in einem Versuch ausgehend von 30 Ziegen auf 10 ha, die von April bis Oktober dort verbleiben, innerhalb von fünf Jahren keinen Einfluss auf die Artenzusammensetzung einer Rotschwengel-Straussgrasweide fest, dafür einen starken Effekt auf die Gehölze. Nach nur zwei Vegetationsperioden sind einige Stäucher kurz vor dem Absterben. Ziegen neigen zur fakultativen Bipédie, d.h. sie stellen sich auf die Hinterbeine und erklimmen mit den Vorderbeinen Sträucher und niedrige Bäume und erreichen so Blätter und feine Triebe von höher gelegenen Strauchpartien (Spatz, 1994). Zum schnellen Absterben der Sträucher trägt auch das „Ringeln“ der Stämme bei. Die Ziegen schälen junge Stämme, die noch keine Borke gebildet haben (Wilmanns und Müller, 1976). Verbissen wird nahezu alles von der Buche (*Fagus sylvatica*) bis zur Eiche (*Quercus robur*) über die Fichte (*Picea abies*) bis zu dornigen Sträuchern wie Schlehe (*Prunus spinosa*) und Brombeeren (*Prunus fruticosus*) (Wilmanns und Müller, 1976). Aber auch bei den Ziegen gilt, dass ein gewisser Weidedruck vorhanden sein muss, damit der Strauchbewuchs zurückgedrängt wird. Unterbeweidung kann die Verbuschung noch beschleunigen (Maertens *et al.*, 1990).

4. Verhinderung der Verbrachung

Häufig wird die Möglichkeit beschrieben zu Schaf- oder Rinderherden einige Ziegen zuzugeben, die dann auf den entsprechenden Flächen die Kontrolle der Sträucher übernehmen. Ellenberg (1952, zitiert in Maertens *et al.*, 1990) beschreibt für das gemeinsame Weiden von Rindern und Ziegen, wie die Ziegen die Lägerflora der Rinderweide sowie den *Alnus viridis*-Jungaufwuchs abfressen.

Pferd

Drei Eigenschaften lassen Pferde für die Pflege von Freiflächen als eher ungeeignet erscheinen (Spatz, 1994). Pferde verbeissen Pflanzen knapp über der Bodenoberfläche wie mit einer Beisszange (sie haben auch im Oberkiefer Schneidezähne im Gegensatz zu den Rindern). Dieses Fressverhalten kann die Vegetation sehr schädigen. Pferde auf der Weide deponieren ihre Exkremeente immer am selben Ort, was die Vegetation an diesen Stellen zerstören kann. Zudem können sie sehr wählerisch sein, so dass stark überbeweidete Stellen neben gänzlich ungenutzten in der Weide vorkommen.

Maertens *et al.* (1990) schlägt vor Mischweiden mit Pferden und Rindern oder Schafen zu halten. Dies würde diese pferdespezifischen Gewohnheiten ausgleichen.

Als dritten Punkt erwähnt Spatz (1994) die Trittwirkung bzw. die durch Gewicht, Huf und Bewegungsdrang hohe Trittennergie, die Pferde ungeeignet erscheinen lässt feuchtes, steiles und wenig trittfestes Gelände zu beweiden. Maertens *et al.* (1990) erwähnen in diesem Zusammenhang Kleinpferde, die für solche Aufgaben evtl. herangezogen werden können.

Allgemein lässt sich hier noch anfügen, dass Pferde im steilen Gebirgsgelände nicht die optimalen Nutztiere darstellen.

Wild

Gemäss Spatz (1994) eignet sich Wild eher zur Offenhaltung der Landschaft als zur spezifischen Erhaltung von Pflanzengesellschaften. Wild schält Sträucher und junge Bäume und könnte somit evtl. zur Öffnung von Flächen eingesetzt werden (Maertens *et al.*, 1990). Ein Damwild-Gehege sollte mind. 2-3 ha gross sein und eine Höhe von mehr als 180cm aufweisen. Der dazu verwendete Maschendraht hindert andere Wildtiere am Durchwandern und wird somit als Störfaktor angeschaut (Maertens *et al.*, 1990).

4.2.3 Mulchen

Das Mulchen wird v.a. in Deutschland auf mechanisch bearbeitbaren Flächen zur Offenhaltung von Flächen eingesetzt. Für den Mulchvorgang stehen verschiedene Mulchgeräte zur Verfügung, die den oberirdischen Aufwuchs entweder abmähen oder abschlagen und das Schnittgut, je nach Gerät, überhaupt nicht oder wenig bis stark zerkleinern. Das Schnittgut wird auf der Fläche belassen. Je feiner zerkleinert und je gleichmässiger verteilt, desto schneller wird es abgebaut und mineralisiert. Bleibt eine grobe und ungleichmässig verstreute Streuschicht über den Winter auf der Fläche zurück, wird im Frühjahr der Wiederaustrieb der Pflanzen beeinträchtigt.

Betrachtet man die Umsetzung der Biomasse, so stellt das Mulchen eine Zwischenform von Brachfallen und klassischer Mähnutzung, die das Abführen des Schnittgutes beinhaltet, dar. Das Wachstum der Pflanzen wird durch den Schnitt zwar unterbrochen, gleichzeitig werden durch das Liegenlassen des Schnittgutes aber die Nährstoffe der Fläche zurückgeführt. Spatz (1994) stellte die Auswirkungen des Mulchens anhand von Literatur zusammen. Durch die Rückführung der Nährstoffe bedingt, kommt es in gemulchten Flächen kaum zur Aushagerung. Im Gegenteil, Niederschläge und Gründigkeit des Bodens entscheiden, ob Mulchen sogar zu einer Eutrophierung führt (Tab. 5). Dementsprechend ist das Mulchen zur Erhaltung von Magerrasen-Gesellschaften, die nicht traditionell gedüngt wurden und wo so keine Nährstoffrückfuhr stattfand, ungeeignet. Die Rückführung der Nährstoffe und das durch das Mulchmaterial veränderte Mikroklima beeinflusst die Artenzusammensetzung. Die Erhaltung von Glatthaferwiesen kann möglich sein, da die Nährstoffrückfuhr durch das Mulchen in die ursprünglich gedüngte Wiese kein Problem darstellt. Allerdings müssen die Schnitthäufigkeit und -termine beibehalten werden, um die Artenzusammensetzung zu erhalten.

Allgemein wird die Artenvielfalt durch das Mulchen erhalten, je nach Schnitthäufigkeit und -termin findet eine Verschiebung der auftretenden Arten statt. Zur Gehölzkontrolle ist das Mulchen bei jährlicher Durchführung geeignet (Tab. 5). Die Fauna kann jedoch sehr geschädigt werden.

Für das Schweizer Berggebiet ist v.a. zu berücksichtigen, dass die steilen Lagen den Einsatz von Mulchgeräten sehr einschränken.

Tab. 5: Allgemeine Wirkung von verschiedenen Mulchverfahren (nach Spatz, 1994)

4. Verhinderung der Verbrachung

	Mulchverfahren			
	Liegenlassen des unzerkleinerten Materials		Intensive Zerkleinerung und gleichmässige Verteilung des Materials	
	Frühe Mahd	Späte Mahd	Frühe Mahd	Späte Mahd
Gehölzkontrolle	+++	+++	+++	+++
Aushagerung des Standortes (nur bei hohen Niederschlägen und durchlässigen, flachgründigen Böden)	+	0	+	+
Eutrophierung des Standortes (bei mittleren und geringen Niederschlägen und tiefgründigen Böden)	+	0	++	+
Erhöhung der floristischen Artenvielfalt	+	0	++	+
Schädigung der Fauna	++	+	+++	++

0 = keine speziellen Auswirkungen; + = geringe Auswirkungen; ++ = deutliche Auswirkungen; +++ = starke Auswirkungen

4.2.4 Abbrennen

Ziel des Abbrennens von Brachflächen ist die Entfernung der anfallenden Streue, die ja einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat. Der Brennzeitpunkt sowie die Brenntechnik (Mitwind, Gegenwind) beeinflussen sowohl Pflanzen als auch Tiere. Versuche auf Halbtrockenrasen haben ergeben, dass mit der Zeit eine Selektion auf Arten mit Rhizomen und unterirdischen Ausläufern in der Fläche stattfindet (Schiefer, 1981). Zimmermann (1979) gibt nach einer dreijährigen Untersuchung eine mittelfristige Prognose für Halbtrockenrasen, die regelmässig mit heissem Feuer behandelt werden. Er vermutet, dass sich eine artenarme Staudenflur mit tiefwurzelnden Arten entwickeln wird. Zimmermann (1975) sieht das Abbrennen als ungeeignet bei der Zielsetzung der floristischen Bereicherung, jedoch geeignet zur Verhinderung des Gehölzeinfluges. Dies wird von Ries (1977, zitiert in Spatz, 1994) bestätigt. Er sagt aus, dass Gehölzkeimlinge durch das Abbrennen unterdrückt werden. Er fügt jedoch noch an, dass Polycormone mit dem Abbrennen nicht kontrolliert werden können.

Das kontrollierte Abbrennen wurde bisher v.a. versuchsmässig durchgeführt (Spatz, 1994). Angesichts der Diskussionen über die Reduktion der CO₂-Emissionen, wird diese Massnahme

4. Verhinderung der Verbrachung

in Zukunft wohl kaum in Betracht gezogen, und nach amerikanischen Erfahrungen wirkt sich das Abbrennen auch negativ auf die faunistische Diversität aus.

4.2.5 Herbizide

Herbizide dienen in der Flächenpflege v.a. der Gehölzkontrolle und somit der Offenhaltung der Landschaft. Untersuchungen wurden v.a. in Deutschland in den 70er Jahren gemacht.

Bühnemann *et al.* (1979) stellten die damalige verfügbare Literatur zusammen und stellten fest, dass die Anwendung von Herbiziden in Brachflächen sehr umstritten ist. Umstritten sind die langfristigen Folgen, u.a. der Einfluss auf die verschiedenen natürlichen Lebensgemeinschaften. Heute ist die Forschung über die allgemeine Wirkung von Herbiziden weiter fortgeschritten. Im speziellen Fall, der Auswirkung auf die Brache, sind aber nach wie vor Untersuchungen nötig.

Massnahmen mit Herbiziden müssen allgemein als kritisch betrachtet werden. Durch das zunehmende Umweltbewusstsein würden langfristige Massnahmen basierend auf Herbiziden kaum von der Bevölkerung unterstützt.

Schlussfolgerungen: Verhinderung der Verbrachung

- Verhinderung von Brachland soll nicht ziellos erfolgen, sondern mit einem bestimmten Ziel verknüpft sein. Mögliche Ziele sind die Erhaltung von gefährdeten Pflanzengesellschaften, Offenhaltung der Flächen, eine hohe Biodiversität, eine standortangepasste Produktion. Jedes dieser Ziele erfordert andere Massnahmen. Als Pflegemassnahmen werden Mahd, Weide, Mulchen, Abbrennen und der Herbizid-Einsatz kurz diskutiert.
- Die Mahd eignet sich besonders zur Pflege von bestimmten Pflanzengesellschaften. Ist das Mähen nicht mit der landwirtschaftlichen Produktion verknüpft, kann die Verwertung des Schnittgutes zu Problemen führen. Um die Gehölzentwicklung zu verhindern muss alle 1-5 Jahre, je nach Standort und Ausgangslage, gemäht werden. Im Berggebiet mit häufig steilen Brachflächen kann die Mahd erschwert sein.
- Mit der Weide können Flächen sehr extensiv gepflegt werden. Im Fall der Alpen im Berggebiet ist allerdings darauf zu achten, dass durch einen genügend grossen Weidedruck der Futterwert nicht extrem abnimmt und die Alp verunkrautet und verbuscht. Der Minimalbesatz einer Weidefläche ist je nach Standort und Voraussetzungen verschieden und hat in

4. Verhinderung der Verbrachung

erster Linie sicherzustellen, dass das wachsende Pflanzenmaterial vollständig gefressen wird (Verhinderung des selektiven Frasses).

- Zur Pflege von Extensivflächen eignen sich bei den Rindern v.a. Jungvieh und Mutterkühe. Durch den wenig selektiven Frass eignen sich Rinder allgemein besser als Schafe. Schafe eignen sich dafür besser um steiles Gelände zu beweiden. Wird ein bestimmtes Pflegeziel verfolgt, werden sie bevorzugt in Hüttehaltung oder evtl. Umtriebsweide gehalten.
- Ziegen eignen sich besonders zur Zurückdrängung von Verbuschung, da sie Sträucher und gerne die Blätter von Bäumen und Sträuchern fressen und durch das Schälen der Stämme deren Absterben bewirken können. Sie können z.B. Schafherden beigegeben werden und so gezielt zur Gehölzkontrolle eingesetzt werden.
- Pferde sind zur Pflege steiler Flächen ungeeignet. Damwild kann evtl. zur Offenhaltung der Landschaft eingesetzt werden.

5. Literaturverzeichnis

- AGFF. (1994): Unsere Wiesen kennen. Landfreund. Nr. 8
- Agrofutura. (2001): Extensive Weiden und Artenvielfalt, Synthesebericht. 116 S.
- Balmer O. (1999): Die Schmetterlingsfauna an mageren Standorten des Jura in verschiedenen Stadien der Verbrachung. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*. 72: S. 303-314.
- Bardeleben R. von und Gekle L. (1978): Nutzen- und Schadenskomponenten bei gepflegter und un gepflegter Brache unter Berücksichtigung verschiedener Flächenumfänge, Standorte und Vorrangfunktionen. Landwirtschaft - Angewandte Wissenschaft, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Zusammenarbeit mit dem Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e.V. (AID). Heft 211, 110 S.
- Bätzing W. (1991): Die Alpen - Entstehung und Gefährdung einer europäischen Kulturlandschaft. Verlag C.H. Beck, München. 287 S.
- Bätzing W. (1996): Landwirtschaft im Alpenraum - unverzichtbar, aber zukunftslos. Europäische Akademie Bozen, Fachbereich Alpine Umwelt. 242 S.
- Bätzing W. (1988): Ökologische Labilität und Stabilität der alpinen Kulturlandschaft. Fachbeiträge zur Schweizerischen MAB-Information. Nr. 27, 34 S.
- Bierhals E. (1976): Ökologische Folgen der Vegetationsentwicklung und des Wegfalls der Bewirtschaftungsmassnahmen. In: Bierhals E., Gekle L., Hard G. und Nohl W. (1976): Brachflächen in der Landschaft. *KTBL-Schrift*. 195, 156 S.
- Bierhals E., Gekle L., Hard G. und Nohl W. (1976): Brachflächen in der Landschaft. *KTBL-Schrift* 195: 720 S.
- Broggi M. F. (1996): Ökologische Planung im Alpenraum aus dem Blickwinkel des Natur- und Landschaftsschutzes. Disp. 128, S. 13-16.
- Bühnemann W., Schreiber K. F. und Billion F. (1979): Umweltfolgen der Brachlegung von Kulturflächen. Mitteilungen über Landwirtschaft, Kommission der europäischen Gemeinschaft. Nr. 62, 177 S.
- Bunza G. (1978): Vergleichende Messungen von Abfluss und Bodenabtrag auf Almflächen des Stubnerkogels im Gasteiner Tal. Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal, Schriftleitung A. Cernusca, Veröffentlichung des Österreichischen MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern. S. 315-334.
- Cavallero, A. Grignani C. Reyneri A. und Bianchi M. (1987): Mise en valeur des friches de la basse montagne italienne. Effets copmarés de cinq ans de pâturage tournant par des ovins et des bovins. *Riv. di Agron.* 21 (1): S. 59-69.

5. Literaturverzeichnis

- Charles J. P. (1979): Possibilités et limites de l'utilisation extensive des terres en friche. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung* 3: S. 173-180.
- Dietl W. (1980): Kulturlandschaft heute. In: Salzmann R., Faessler P. und Pfenninger K. (1980): *Landwirtschaft heute*, Verbandsdruckerei AG, Bern. 340 S.
- Dietl W. (1982): Schafweiden im Alpsteingebiet (Ostschweizer Kalkalpen). *Berichte des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Stiftung Rübel*. 49, S. 108-117.
- Dietl W. (1995): Standortlich angepasste Nutzung von Alpweiden. Expertentagung 'Landwirtschaft und Naturschutz - Gemeinsam erhalten für die Zukunft', BAL Gumpenstein. S. 25-28.
- Du Y. L. P. le, Combellas J., Hodgson J. und Baker R. D. (1979): Herbage intake and milk production by grazing dairy cows 2. The effects of level of winter feeding and daily herbage allowance. *Grass and Forage Science* 34: S. 249-260.
- Ewald K. C. (1995): Wieviel Wildnis ist zur Erhaltung der Biodiversität und der biologischen Dynamik nötig? Tun und unterlassen - Elemente für eine nachhaltige Entwicklung in den Alpen, Tagungsband der CIPRA-Jahreskonferenz. 13, 131-133.
- Fitze U. (2000): Nur die Wölfe und Bären sind noch nicht da. *Weltwoche*. 38, Ausgabe vom 21.9.2000, S. 61.
- Gand H. R. in der. (1968): Aufforstungsversuche an einem Gleitschneehang - Ergebnisse der Winteruntersuchungen 1955/56 bis 1961/62. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 44 (3): S. 233-324.
- Gisi U. und Oertli J. J. (1981a): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen; I. - Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. *Acta Oecologica / Oecologia Plantarum* 2 (16), n° 1: S. 7-21.
- Gisi U. und Oertli J. J. (1981b): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen; IV. - Veränderungen im Mikroklima. *Acta Oecologica / Oecologia Plantarum* 2 (16), n° 3: S. 233-249.
- Grabherr G. (1995a): Impuls-Statement. Tun und unterlassen - Elemente für eine nachhaltige Entwicklung in den Alpen, Tagungsband der CIPRA-Jahreskonferenz. 13, S. 127-129.
- Grabherr G. (1995b): Zusammenfassung des Podiums 4. Tun und unterlassen - Elemente für eine nachhaltige Entwicklung in den Alpen, Tagungsband der CIPRA-Jahreskonferenz. 13, 139-140.
- Hamilton B. A., Hutchinson K. J., Annis P. C. und Donnelly J. B. (1973): Relationships between the diet selected by grazing sheep and the herbage on offer. *Australian Journal of Agricultural Research* 24: S. 271-277.
- Hard G. (1976): Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. In: Bierhals, E., Gekle, L., Hard, G. und Nohl, W. (1979): *Brachflächen in der Landschaft*. KTBL-Schrift. 195, 195 S.
- Hauser A. (1975): Brachland oder Wüstung? Zur begrifflichen und historischen Abklärung des Brachlandproblems. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 1: S. 1-12.

5. Literaturverzeichnis

- Hunziker M. (2000): Einstellungen der Bevölkerung zu möglichen Landschaftsentwicklungen in den Alpen. Herausgeber: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. 157 S.
- Ittig R. und Nievergelt B. (1977): Einfluss von Brachland auf die Verteilungsmuster einiger Wildtierarten in einem begrenzten Gebiet des Mittellands. *Natur und Landschaft* 52 (6): S. 170-173.
- Jans F. und Troxler J. (1990): Weidenutzung und Landschaftspflege an Trockenstandorten mit Mutterkühen oder Schafen, 1. Tierische Leistung. *Landwirtschaft Schweiz* 3 (6): S. 311-314.
- Jeannin B., Boivin D. und Trémoy M. (1979): Exemple de rénovation et d'utilisation collective d'un parcours communal: le groupement pastoral de Ventron. Utilisation par les ruminants des pâturages d'altitude et parcours méditerranéens. 10^e journées du Grenier de Theix, S. 219-229.
- Karl J. (1983): Zur Erosionsgefährdung von brachgelegten Wiesen und Weiden im Berggebiet. *Geographica Helvetica* 4: S. 161-165.
- Kienzle U. (1979): Sukzession in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes. Dissertation, Philosophisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Basel. 104 S.
- Koch B. (1992): Abgestufte Bewirtschaftungsintensität im Naturfutterbau. AGFF, Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus, Zürich. Merkblatt 11
- Körner C. und Hilscher H. (1978): Wachstumsdynamik von Grünerlen auf ehemaligen Almflächen an der zentralalpiner Waldgrenze. Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal, Schriftleitung A. Cernusca, Veröffentlichung des Österreichischen MaB- Hochgebirgsprogrammes Hohe Tauern. Band 2, S. 187-193.
- Laatsch W. und Grotenthaler W. (1973): Labilität und Sanierung der Hänge in der Alpenregion des Landkreises Miesbach. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 57 S.
- Laatsch W. und Grotenthaler W. (1972): Typen der Massenverlagerung in den Alpen und ihre Klassifikation. *Forstw. Cbl.* 91 (6): S. 309-339.
- Maertens T., Wahler M. und Lutz J. (1990): Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten. Schriftenreihe Angewandter Naturschutz der Naturlandstiftung Hessen e.V. Band 9, 167 S.
- Mössmer E. M. (1985): Einflussfaktoren für die Blaikenerosion auf beweideten und aufgelassenen Almflächen im kalkalpinen Bereich der Landkreise Miesbach und Rosenheim. Forstliche Forschungsberichte, München. Nr. 63, 137 S.
- Nohl W. (1976): Erlebniswirksamkeit von Brachflächen. In: Bierhals E., Gekle L., Hard G. und Nohl W. (1976): Brachflächen in der Landschaft. KTBL-Schrift. 195, 132 S.
- Pearson C. J. und Ison R. L. (1997): Agronomy of Grassland Systems, 2. Ausgabe, University Press, Cambridge. 222 S.

5. Literaturverzeichnis

- Rieder P. (1996): Die Landwirtschaft im Schweizer Alpenraum. *In: Bätzing W. (1996): Landwirtschaft im Alpenraum - unverzichtbar, aber zukunftslos? Hrsg. Europäische Akademie Bozen, Fachbereich Alpine Umwelt. 242 S.*
- Schiefer J. (1981): Vegetationsentwicklung und Pflegemassnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Natur und Landschaft 56 (7/8): S. 263-268.*
- Schläpfer M., Zoller H. und Körner C. (1998): Influences of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. *Botanica Helvetica 108: S. 57-67.*
- Schmid W. und Jeangros B. (1990): Artenreiche Wiesen der Schweiz und ihr Ertrag. *Landwirtschaft Schweiz 3 (11): S. 610-619.*
- Schreiber K. F. (1993): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia 23: S. 539-560.*
- Schreiber K. F. (1985): Sukzession auf Grünlandbrachen; Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe 'Sukzessionsforschung auf Dauerflächen' in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV). *Münsterische Geographische Arbeiten. 20, S. 230.*
- Schütz M., Wolgemuth Th., Achermann G., Krüsi B. O. und Grämiger H. (2000): Influence of increasing grazing pressure on species richness in subalpine grassland in the Swiss National Park. *In: Schütz, M. Krüsi, B. O. und Edwards, P. J. (eds.) Nationalparkforschung in der Schweiz 89, S. 39-65.*
- Siegrist D. (1995): Wildnis und Wilderness: Bemerkungen zu einem schillernden Wortpaar. Tun und unterlassen - Elemente für eine nachhaltige Entwicklung in den Alpen, Tagungsband der CIPRA-Jahreskonferenz. 13, S. 141-144.
- Spatz G. (1994): Freiflächenpflege. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 296 S.
- Spatz G. (1999): Almwirtschaft - Ökosystem in labilem Gleichgewicht. *Geographische Rundschau 51: S. 241-247.*
- Spatz G. und Klug-Pümpel B. (1978): Zum Futterwert verschiedener Bestände im Bereich der Zitterauer und Stubneralm über Badgastein. *Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal, Schriftleitung A. Cernusca, Veröffentlichung des Österreichischen MaB- Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern. Band 2, S. 155-162.*
- Spatz G. und Weis G. B. (1980): Nutzungsänderungen im Gebirge und ihre Konsequenzen für den Naturschutz. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihestephan 1979) 8: S. 103-109.*
- Spatz G., Weis B. und Dolar D. M. (1978): Der Einfluss von Bewirtschaftungsänderungen auf die Vegetation von Almen im Gasteiner Tal. *Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal, Schriftleitung A. Cernusca, Veröffentlichung des Österreichischen MaB- Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern. Band 2, S. 163-180.*
- Stählin A., Stählin L. und Schäfer K. (1975): Über Duldung und Lenkung der Vegetationsentwicklung auf Sozialbrache in Mittelgebirgen. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch 52: S. 542-562.*

5. Literaturverzeichnis

- Stüssi B. (1970): Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weiderasen auf Alp La Schera im Schweizer Nationalpark während der Reservatsperiode 1939 - 1965. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im schweizerischen Nationalpark, Herausgegeben von der Kommission der Schweizerischen Naturforschende Gesellschaft zur wissenschaftlichen Erforschung des Nationalparks. 61, Band 13, 385 S.
- Surber E., Amiet R. und Kobert H. (1973): Das Brachlandproblem in der Schweiz. *Berichte der Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen 112*: 138 S.
- Tahvanainen L., Tyrvainen L., Nousiainen I., Benson R. E., McCool S. F. und Schlieter J. A. (1996): Effect of afforestation on the scenic value of rural landscape – Attaining visual quality objectives in timber harvest areas – landscape architects' evaluation. *Scandinavian Journal of Forest Research 11 (4)*: S. 397-405.
- Troxler J., Jans F. und Wyss U. (1990): Weidenutzung und Landschaftspflege an Trockenstandorten mit Mutterkühen oder Schafen, II Einfluss auf die Vegetation. *Landwirtschaft Schweiz 3*: S. 315-322.
- Walther P. (1984): Die Brachlandentwicklung im Schweizer Alpenraum 1950-1980. Diss. Zürich. 179 S.
- Walther P. (1980): Zur Brachlegung der Monti und Alpen im Verzascatal. *Geographica Helvetica 1*: S. 25-30.
- Wildermuth H. (1983): Sicherung, Pflege und Gestaltung besonders gefährdeter Biotope (Ökosysteme). *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 23*: S. 68-91.
- Wilmanns O. und Müller K. (1976): Beweidung mit Schafen und Ziegen als Landschaftspflegemassnahme im Schwarzwald. *Natur und Landschaft 51 (10)*: S. 271-274.
- Wyl A. von, Mercier A. und Troxler J. (1985): L'exploitation ovine en altitude. Schlussberichte zum Schweizerischen MAB-Programm. Nr. 10, 143 S.
- Zimmermann R. (1979): Der Einfluss des kontrollierten Brennens auf Esparketten-Halbtrockenrasen und Folgesellschaften im Kaiserstuhl. *Phytocoenologia 5 (4)*: S. 447-524.
- Zimmermann R. (1975): Einfluss des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. *Natur und Landschaft 7*: S. 183-187.
- Zoller H., Bischof N., Erhardt A. und Kienzle U. (1984): Biocoenosen von Grenzertragsflächen und Brachland in den Berggebieten der Schweiz, Hinweise zur Sukzession, zum Naturschutzwert und zur Pflege. *Phytocoenologia 12 (2/3)*: S. 373-394.
- Zoller H. und Bischof N. (1980): Stufen der Kulturintensität und ihr Einfluss auf Artenzahl und Artengefüge der Vegetation. *Phytocoenologia. 7 (Festband Tüxen)*: S. 35-51.

6. Appendix

Weitere Literatur zum Thema, die im Text nicht erwähnt wird:

Alther E. W. (1976): Brachlegung und Landschaftspflege im voralpinen und südalpinen Bereich. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch 53*: S. 700-714.

Bätzing W. (1984): Die Alpen - Naturbearbeitung und Umweltzerstörung. 180 S.

Bauer H. J., Pohle A. und Schmidt A. (1975): Brachflächen aus der Sicht der Ökologie und der Landschaftsentwicklung. Landesausschuss für landwirtschaftliche Forschung, Erziehungs- und Wirtschaftsberatung beim Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen, Forschung und Beratung Reihe C. 27, S. 51-73.

Bernd A. (1984): Landbau oder Landschaftspflege? Räumliche Verteilung und Nutzungsmöglichkeiten brachgefallener Agrarstandorte in der Bundesrepublik Deutschland. *Geographische Rundschau 36 (4)*: S. 187-194.

Bischof N. (1984): Pflanzensoziologische Untersuchungen von Sukzessionen aus gemähten Magerrasen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz, Geobotanische Kommission der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft. Heft 60, 128 S.

Block H. J. (1974): Vor- und Nachteile der Sozialbrache. Deutsche Landwirtschaftliche Presse. Nr. 12, S. 3.

Bornkamm R. und Hennig U. (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. *Flora 172*: S. 267-316.

BUWAL. (1999): Der Schweizer Wald - eine Bilanz. Waldpolitische Interpretation zum zweiten Landesforstinventar. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 72 S.

Campino I. (1980): Veränderungen der Vegetation einer brachgefallenen Glatthaferwiese bei unterschiedlichen Nutzungs- oder Pflegemassnahmen, unter besonderer Berücksichtigung des Ertragspotentials und der Phytomasse. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihestephan 1979) 8*: S. 221-226.

Caputa J. (1984): Potentiel de production agricole des sols d'altitude. In: Brugger E. A., Furrer G., Messerli B. und Messerli P. (eds): Umbruch im Berggebiet, Bern. S. 241-250.

Charles J. P. (1984): Utilisation agricole des zones herbagères de montagne et conséquences écologique. In: Brugger E. A., Furrer G., Messerli B. und Messerli P. (eds): Umbruch im Berggebiet, Bern. S. 549-561.

6. Appendix

-
- Daccord R. (1990): Nährwert von Heu aus artenreichen Wiesen. *Landwirtschaft Schweiz* 3 (11): S. 620-624.
- Dettwiler E., Gujer H. und Pfister F. (1988): Forstliche Nutzung freiwerdender Futterflächen. *Berichte der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 308: 27 S.
- Dietl W. und Guyer H. (1974): Pflanzenbestände, Bewirtschaftung und Produktivität von einigen Standorten im Flyschgebiet der Schweiz. *Schweizerische landwirtschaftliche Forschung* 13 (1/2) S 101-113.
- Ellenberg H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 841 S.
- Ellenberg H. und Klötzli F. (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 48 (4): 587-930.
- Gass P. und Oertli J. J. (1980): Durchwurzelungsvergleich zwischen Fettwiese und angrenzender Brachwiese. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 143: S. 208-214.
- Gigon A. (1984): Typologie und Erfassung der ökologischen Stabilität und Instabilität mit Beispielen aus Gebirgsökosystemen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 12: S. 13-29.
- Gisi U. und Oertli J. J. (1981): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen; II. Veränderungen in ober- und unterirdischer Pflanzenmasse. *Acta Oecologica / Oecologia Plantarum* 2 (16), n° 1: S. 79-87.
- Gisi U. und Oertli J. J. (1981): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen; III. - Mikrobiologische Veränderungen im Boden. *Acta Oecologica / Oecologia Plantarum* 2 (16), n° 2: S. 165-175.
- Gottesmann J. (1972): Typisierung und Kartierung der sog. 'Flyschböden' und Bewertung hinsichtlich ihrer Meliorationswürdigkeit. Institut für Kulturtechnik. 75 S.
- Grabherr G. (1993): Naturschutz und alpine Landwirtschaft in Österreich. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: S. 113-117.
- Haarbeck P. (1994): Nichtlandwirtschaftliche Nutzungsmöglichkeiten auf Grenzstandorten. Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Entwicklung der ländlichen Räume und der Agrarwirtschaft in den Neuen Bundesländern. Sonderheft 152, S. 39-47.
- Haefner H. und Guenter T. (1984): Landnutzungswandel und ökologische Veränderungen im Schweizer Berggebiet. In: Brugger E. A., Furrer G., Messerli B. und Messerli P. (eds): Umbruch im Berggebiet, Bern. S. 139-164.
- Hegg O. (1984): 50jährige Dauerflächenbeobachtungen im Nardetum auf der Schynigen Platte ob Interlaken. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Bern 1982)* 12: S. 159-166.

6. Appendix

- Helbling F. (1975): Erwägungen aus kulturtechnischer Sicht. *Berichte der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Technische und wirtschaftliche Aspekte der Nutzung von Böden im Grenzertrags-Bereich 141*: S. 34-41.
- Höchtel F. und Burkart B. (2000): Prima c'erano gli uomini. *Le Rive 5*: S. 9-16.
- Jahn-Deesbach W. (1971): Winterweide - eine Möglichkeit zur Rationalisierung der Bodennutzung in Grenzlagen. *Inner Kolonisation 20 (1)*: S. 13-17.
- Julen S. (1988): Erneute Nutzung von Brachland im Kanton Wallis - Brachlandsituationen und Handlungsmöglichkeiten. Diss. Zürich. 233 S.
- Karl J. (1961): Blaikenbildung auf Allgäuer Blumenbergen. *Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und -tiere 26*: S. 54-62.
- Karl J. (1968): Sozialbrache - auch im Gebirge! *Unser Wald 1-2-3*: S. 22-24.
- Köstler E. und Krogoll B. (1991): Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland - Zum Einfluss der Schafbeweidung (Literaturauswertung). Beiheft zu den Berichten der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Beiheft 9, S. 74.
- Krause W. (1974): Bestandesveränderungen auf brachliegenden Wiesen. *Das Wirtschaftseigene Futter 20 (3/4)*: S. 51-65.
- KTBL. (1990): Extensive Grünlandbewirtschaftung durch Tierhaltung. *KTBL-Arbeitspapier 140*: 184 S.
- Künkele S. (1977): Über positive Arealveränderungen bei einigen Orchideen in Baden-Württemberg unter besonderer Berücksichtigung der Naturschutzprobleme. *Göttinger Flor. Rundbr. 11 (3)*: S. 58-79.
- Loiseau P., Louault F. und l'Homme G. (1998): Gestion des écosystèmes pâturés en situations extensives: apports de l'écologie fonctionnelle et perspectives de recherches appliquées en moyenne montagne humide. *Annales de zootechnie 47*: S. 395-406.
- Luick R. und Böcker R. (1999): Weiden in Süddeutschland. *Geographische Rundschau 51 (5)*: S. 236-240.
- Marriott C. A. und Carrère P. (1998): Structure and dynamics of grazed vegetation. *Annales de zootechnie 47 (5/6)*: S. 359-369.
- Möhler G., Gildemeister R., von Jonquières G., Knobloch W., Lehle K., Lörken H. und Paulssen U. (1975): Brache, Ursachen - Bewertung - Massnahmen. Landwirtschaft - Angewandte Wissenschaft, Bundesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Zusammenarbeit mit dem Land- und Hauswirtschaftlichen Auswertungs- und Informationsdienst e.V. (AID). Heft 181, 35 S.
- Reichholf J. (1973): Die Bedeutung nicht bewirtschafteter Wiesen für unsere Tagfalter. *Natur und Landschaft 48 (3)*: S. 80-81.
- Rösch K. (1991): Der Einfluss der Beweidung auf die Verjüngung des Bergwaldes und ein Vorschlag zur Ablösung der Waldweiderechte am Beispiel der Schappachalm im Alpnationalpark Berchtesgaden. Dissertation, München.

6. Appendix

- Ryser P., Langenauer R. und Gigon A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobot. Phytotax.* 30: S. 157-167.
- Schmideknecht A. (1995): Untersuchungen zur Auswirkung von Flächenstillegungen auf die Vegetationsentwicklung von Acker- und Grünlandbrachen im Mitteldeutschen Trokenggebiet. *Dissertationes botanicae* 245: 175 S.
- Schmidt W. (1981): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scripta Geobotanica* 15: 128 S.
- Schreiber K. F. (1980): Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluss verschiedener Landschaftspflegemassnahmen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan, 1979)* 8: S. 185-203.
- Simon U. (1987): Bewirtschaftungsmodelle stillgelegter Flächen aus pflanzenbaulicher und bodenkundlicher Sicht. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 64: S. 1007-1017.
- Spatz G. (1999): Almwirtschaft - Ökosystem in labilem Gleichgewicht. *Geographische Rundschau* 51: S. 241-247.
- Spatz G. (1975): Die wirtschaftliche und ökologische Bedeutung der Almweiden. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 52: S. 745-756.
- Spatz G. und Springer S. (1987): Vegetationsdynamik auf Almweiden im Alpenpark Berchtesgaden. In: Schubert R. und Hilbig W. (eds) Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Wissenschaftliche Beiträge Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg. 25, S. 62-74.
- Stöcklin J. und Gisi U. (1989): Auswirkungen der Brachlegung von Mähwiesen auf die Produktion pflanzlicher Biomasse und die Menge und Struktur der Streudecke. *Acta Oecologica / Oecologia Plantarum* 10, n° 3: S. 259-270.
- Studer-Ehrensberger K. (1995): Geschichte und Naturschutz von artenreichen Kulturwiesen in der Schweiz: Eine Zusammenschau. *Botanica Helvetica* 105: S. 3-16.
- Surber E. (1975): Brachland im Flysch. Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Herausgeber: Dr. W. Bosshard. 51, S. 89-94.
- Surber E.; Gresch E. und Pfister F. (1979): Die Kartierung von Brachland. *Berichte der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 199: 32 S.
- Theissier J. H. (1979): Le problème des friches dans la montagne vosgienne sud. Utilisation par les ruminants des paturages d'altitude et parcours méditerranéens. 10^e journées du Grenier de Theix, S. 212-218.
- Thomet P., Schmid W. und Roux M. (1990): Erhaltung von artenreichen Wiesen - eine neue Aufgabe der Landwirtschaft. *Landwirtschaft Schweiz* 3 (11): S. 605-609.
- Walther P., Gresch P. und Haefner H. (1982): Die Brachlandentwicklung im Obergoms 1970-1980. *Geographica Helvetica* 1: S. 3-14.

6. Appendix

- Walther P. und Julen S. (1986): Unkontrollierte Waldflächenvermehrung im Schweizer Alpenraum. *Berichte der eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 282: 83 S.
- Weis G. B., Spatz G. und Dunz K. (1982): Zur Wiederbewaldung aufgelassener Almen. *Natur und Landschaft* 7/8: S. 256-260.
- Wick K. (1979): Aktueller Kulturlandschaftswandel. Diss. Zürich. 144 S.
- Zinkernagel C. und Gisi U. (1985): Einfluss der Brachlegung von Magerwiesen auf Dichte und Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen-Population. *Pedobiologia* 28: S. 333-341.

Bildserie nach Hunziker (2000):

