

2 Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung

Das Kapitel 2 dieses Bandes unternimmt eine Sichtung und Darstellung der Pflege- und Entwicklungsmöglichkeiten für Streuwiesen, wobei der Schwerpunkt auf die Erläuterung kausaler Zusammenhänge gelegt wird.

Soweit es sich aus den kausalanalytischen Überlegungen und Schlußfolgerungen ergibt, wird in diskussionsartigen Unterkapiteln ausgeführt, mit welchen Maßnahmen sich naturschutzorientierte Pflege- und Entwicklungsziele überhaupt verfolgen lassen.

Das Hauptkapitel 2 ist in sechs Teilkapitel unterteilt:

- Zunächst werden die verschiedenen Pflegemöglichkeiten auf ihre Auswirkungen hin dargestellt ([Kap. 2.1](#), S. 181). Diese "Reaktionsanalyse" wird für Standort, Arten und Lebensgemeinschaften von Beständen vorgenommen, die sich als Streuwiesen ansprechen lassen.
- Anschließend erfolgt eine Darstellung der Geschehnisse, die sich bei Brache von Streuwiesen vollziehen ([Kap. 2.2](#), S. 214). Die Beschreibung und die Kausaldarstellung der bei Brache ablaufenden Sukzessionsprozesse bilden das Schwerpunktthema dieses Kapitels.
- Das dritte Kapitel ([Kap. 2.3](#), S. 225) beschäftigt sich mit Veränderungen, die sich bei Einwirkungen von Störungen und Nutzungsänderungen ergeben. In ihm werden insbesondere das Problem der "Eutrophierung" und das Problem übermäßiger Entwässerungen im Zusammenhang mit der Streuwiesenpflege (!) behandelt. Darüber hinaus werden die Lebensraumzerstörung durch Aufforstung sowie die Störwirkungen dargestellt, die sich aus dem Freizeitbetrieb ergeben.
- Das vierte Kapitel ([Kap. 2.4](#), S. 232) diskutiert Notwendigkeit und Möglichkeiten von Pufferungen und Lebensraumerweiterungen.
- Das fünfte Kapitel ([Kap. 2.5](#), S. 240) steht in einem engen Zusammenhang mit [Kapitel 2.1](#). Bei "Wiederherstellung und Neuanlage" wird jedoch von Biotoptypen ausgegangen, die sich eindeutig nicht oder nicht mehr als Streuwiesen ansprechen lassen.
- Das sechste Kapitel ([Kap. 2.6](#), S. 257) behandelt die Problematik "Vernetzung und Biotopverbund" in Bezug auf Streuwiesen. In ihm wird herausgearbeitet, mit welchen Mitteln ein "Streuwiesen-Biotopverbundsystem" entwickelt werden kann.

Einen ersten Überblick über denkbare Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Streuwiesen-Lebensräumen gibt [Tab. 2/1](#) (S. 182).

2.1 Pflege

(Bearbeitet von: B. Quinger unter Mitwirkung von R. Strohwasser U. Schwab und J. Weber; Fauna: M. Bräu; Rinderbeweidung: A. Ringler)

Pfeifengras- und Großseggen-Streuwiesen sowie die Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder verdanken ihre Existenz der Nutzung durch den Menschen und werden in ihren charakteristischen Eigenschaften durch die regelmäßige Nutzung geprägt. Findet keine Nutzung (= auf Gewinnung wirtschaftlich verwertbarer Güter ausgerichtet) oder Pflege (= hier steht im Unterschied zur Nutzung der Erhalt des Lebensraums im Vordergrund) mehr statt, so ist der Fortexistenz dieser Streuwiesen auf lange Sicht die Grundlage entzogen.

Im [Kapitel 2.1.1](#) werden zunächst die Auswirkungen der möglichen und in den letzten 15-20 Jahren auch tatsächlich zur Anwendung gekommenen Pflegeformen auf Standort, Flora und Vegetation sowie auf die Fauna dargestellt.

In einem eigenen Unterkapitel werden zudem die Auswirkungen moderner Mahdgeräte auf die Lebensgemeinschaft Streuwiese behandelt ([Kap. 2.1.1.9](#), S. 209).

In [Kapitel 2.1.2](#) (S. 210) erfolgt schließlich eine vergleichende, bewertende Diskussion darüber, welche Ziele sich mit den im [Vorkapitel 2.1.1](#) vorgestellten Pflegeformen überhaupt anvisieren lassen. Generell zur Pflege von Streuwiesen ungeeignete Pflegeverfahren werden ausgeschlossen.

2.1.1 Auswirkungen verschiedener Pflegeformen auf die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft

2.1.1.1 Herbstmahd (Streumahd)

Die herbstliche Streumahd ist seit Mitte des 19. Jahrhunderts die prägende Nutzung der Riedwiesen. Insbesondere in den stroharmen Grünlandregionen herrschte diese Nutzungsform zur Deckung des Einstreubedarfs vor. Um die Ertragsleistung der Streuwiesen hoch zu halten, wurden zur Mahd nicht Termine vor Anfang Oktober empfohlen (vgl. [Kap. 1.6.2.1](#)). Auf diese Weise konnten die Streuwiesenpflanzen die Retranslokation der Nährstoffe vor dem Schnitt weitgehend abschließen.

Mähzeitpunkt

Die Streuwiesenmahd erfolgte im Herbst oder im Winter. Um die Ertragsfähigkeit einer Streuwiese nicht zu beeinträchtigen, wurde von Streuwiesenkundlern wie STEBLER (1898) seinerzeit die Streumahd nicht vor Ende September empfohlen (vgl. [Kap. 1.6.2.1](#), S. 136).

Tabelle 2/1

Überblick über mögliche Pflege- und Entwicklungs-Alternativen in Streuwiesen-Lebensräumen.

Pflegemaßnahmen auf der Fläche	- Herbstmahd oder Wintermahd - Sommermahd - extensive, zeitweise Beweidung - Rotierende Pflege/Kontrollierte Brache - Entbuschung - Mulchen - Kontrolliertes Brennen
Ungelenkte Entwicklung/ Brache	- Verbuschung und Verwaldung - Verfilzung - Verhochstaudung mit Filipendulion-Arten bzw. mit Neophyten (insb. Goldruten) - Verschilfung - Verhochmoorung
Flankierende Maßnahmen	- Einrichtung von Pufferstreifen mit Nutzungseinschränkungen - Fortführung bzw. Verzicht der Unterhaltung von Entwässerungseinrichtungen - Lenkung des Besucherverkehrs
Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage	- Aushagerungsschnitte - Oberbodenbehandlungen - Abräumung von Aufforstungen - Aufbringen von Saatgut oder Pflanzung von Streuwiesenarten - Wiedervernässung
Maßnahmen zum Biotopverbund	- Entwicklung naturbetonter Linearstrukturen - Extensivierung oder Renaturierung umliegender Intensivflächen - Einbeziehung anderer naturbetonter Flächen in ein Entwicklungskonzept für Streuwiesen-Lebensräume

Nährstoffentzug

Durch die weit fortgeschrittene Retranslokalisierung pflanzeninterner Nährstoffe kann bei Herbstmahd ohne Zudüngung ein höheres Ertragsniveau erzielt werden als es bei sommerlicher oder spätsommerlicher Mahd möglich ist. Obgleich der Nährstoffentzug bei Herbstmahd infolge der weit fortgeschrittenen oder bereits abgeschlossenen pflanzeninternen Rückverlagerung reduziert ist, bewirkt die Biomasseentnahme dennoch Aushagerungen, die oligotraphente Arten begünstigt.

Vergleiche der Ertragsleistung brachliegender Kopfbinse- und Pfeifengras-Streuwiesen mit denen

gemähter Parallel-Bestände zeigen, daß auch mit dem Herbstschnitt noch erhebliche Mengen an Nährstoffen entzogen werden. Auf nur einjährigen Brachen von Mehlsprimel-Kopfbinsensriedern ermittelten BOSSHARD et al. (1988: 198) bereits um 28,8% erhöhte Ertragswerte gegenüber den Erträgen der im Oktober geschnittenen Versuchspartellen.

In einer von *Molinia caerulea* dominierten Versuchsfäche im Eberfinger Drumlinfeld östlich von Weilheim betragen die Ertragswerte in den um den 10. Oktober geschnittenen Parzellen 16,77 und 22,70 dt TS/ha und Jahr, in den brachliegenden Parallel-Parzellen wurden immerhin Ertragswerte

von 26,72 und 31,90 dt TS/ha und Jahr ermittelt (QUINGER 1993).

Bis zum Herbst werden von den Nährstoffgehalten der Sommerbiomasse nach GANZERT & PFADENHAUER (1986) sowie PFADENHAUER & LÜTKE-TWENHÖFEN (1986) bei den charakteristischen Streuwiesengräsern *Molinia caerulea* bzw. *Schoenus ferrugineus* ca.

80 bzw. 34 % des Phosphors,

90 bzw. 44 % des Kaliums und

70 bzw. 28 % des Stickstoffs

retranslokalisiert. Der verbliebene Rest wird somit durch Mahd dem Standort entzogen. In oligotrophen Pfeifengraswiesen ermittelte KAPFER (1988: Abb. 32) durch Herbstmahd Entzüge von ca. 15-20 kg N/ha und Jahr, 3 kg K /ha und Jahr, EGLOFF (1986: 144) 1,4 - 3,5 kg P/ha bei Mahd Mitte September. In Hochstaudenfluren und Großseggenriedern lassen sich nach GIGON & BOCHERENS (1985: 60) mit 71 bis 86 kg/ha und Jahr wesentlich höhere N-Entzüge durch Herbstmahd herbeiführen.

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Die Entzugswirkung, die selbst mit dem herbstlichen Schnitt verbunden ist, schlägt sich neben den Unterschieden in der Ertragsleistung deutlich in strukturellen Unterschieden zwischen im Herbst gemähten und brachliegenden Streuwiesen-Beständen nieder. Gegenüber den Brachen sind die Halmdichten erhöht, die Wuchshöhe jedoch stark erniedrigt.

Selbst die Wuchshöhe des Blauen Pfeifengrases (*Molinia caerulea*), das einen besonders hohen Wirkungsgrad bei der Rückverlagerung zeigt (vgl. PFADENHAUER & LÜTKE-TWENHÖFEN 1986, PFADENHAUER 1989: 34), fällt auf im Herbst gemähten Flächen deutlich niedriger aus als auf Bracheflächen (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 31 ff.). Dasselbe gilt für weitere in Streuwiesen bestandesbildend auftretende Streuwiesenpflanzen wie *Schoenus ferrugineus* (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 40 ff.), *Schoenus nigricans* oder *Juncus subnodulosus* (BOSSHARD et al. 1988: 200).

Düngerlose Bewirtschaftung in Verbindung mit Herbstmahd wirkt sich auf Dauer vor allem für die Arten der Streuwiesen vorteilhaft aus, die zwar über effiziente Mechanismen der Nährstoff-Rückverlagerung verfügen, diese jedoch erst relativ spät im Jahr abschließen wie etwa die Pfeifengras-Arten oder das Rostrote Kopfried (*Schoenus ferrugineus*). Das Anpassungsvermögen der bestandesbildenden Arten der Pfeifengraswiesen, Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder an diese Form der Nutzung führte zu den für Streuwiesen typischen Vergesellschaftungen.

Ein später Mähtermin kommt nicht nur Arten mit hoher Nährstoff-Rückverlagerungsfähigkeit entgegen. Für die spätblühenden Charakterpflanzen des Verbandes MOLINION wie *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria* oder die späten Enziane erhöhen sich bei späten Mähterminen die Chancen, noch zur Samenreife zu gelangen und sich generativ auszubreiten.

Die Herbstmahd gestattet auch schwachwüchsigen, konkurrenzschwachen Arten das Gedeihen, indem sie die Entstehung von Streufilzdecken verhindert und die Wuchskraft der in Streuwiesen bestandesbildenden Gräser und Sauergräser reduziert. Hier von profitieren niedrigwüchsige Rosettenpflanzen wie *Primula farinosa*, *Aster bellidiastrum*, *Pinguicula*-Arten, *Leotodon hispidus*, *Scorzonera humilis*, *Polygala*- oder niedrigwüchsige *Gentiana*-Arten. Durch die bis in den Herbst währende Beschattung sind diese kleinwüchsigen Frühjahrsblüher in der Photosynthese etwas behindert und bilden daher auch keine zweite Herbstblüte aus.

Bereits einjährige Brachen zeichnen sich im Jahresmittel durch deutlich niedrigere Bodentemperaturen aus als im Herbst gemähte Flächen (vgl. BOSSHARD et al. 1988: 192). Die verzögerte phänologische Entwicklung, die auf Brachen beobachtet werden kann (vgl. WEBER & PFADENHAUER 1987), ist wohl nicht zuletzt auf diesen Umstand zurückzuführen. Die relativ rasche Erwärmung der geschnittenen Grasnarbe zu Beginn der Vegetationsperiode ermöglicht es den Frühjahrsblühern, einen oftmals prachtvollen Blühaspekt zu erzeugen, der beispielsweise im Ammer-Loisach-Hügelland von *Gentiana clusii*, *Ranunculus montanus* und *Primula farinosa* gebildet wird. Foto 10 zeigt den Frühjahrsaspekt einer gemähten und brachgefallenen Streuwiese im Vergleich.

Reaktion der Fauna

Für Vögel bedeutet die herbstliche Streumahd eine vernachlässigbare Störung: Die Brutsaison, während der v.a. viele wiesenbrütende Vogelarten auf Störungen äußerst sensibel reagieren, ist vorüber, die Jungen sind bereits flügge. Während in zweiseitigen Mähwiesen für Nachgelege, wie sie z.B. vom Großen Brachvogel bei (z.B. witterungsbedingten) Verlusten des Erstgeleges zeitig werden, kaum Aussichten auf Reproduktionserfolg besteht (siehe LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen"), kann eine zweite Brut in erst im Herbst gemähten Streuwiesen ohne Schwierigkeiten erfolgreich abgeschlossen werden. Nach Beobachtungen im NSG Ammersee-Südufer bewährte sich ein sehr spät und tiefangesetztes Schneiden der Brutplatz-Streuwiesen des Brachvogels allerdings nicht. Im Folgejahr ist der Aufwuchs im Frühjahr (Mai) noch so niedrig, daß das Brachvogel-Gelege leicht von Rabenvögeln zu entdecken und auszuraubern ist (HERZNER 1993, mdl.).

Die Jungen des Wachtelkönigs werden im Normalfall nicht vor Ende Juli, manchmal aber auch erst Ende August/Anfang September flügge, so daß eine erfolgreiche Reproduktion selbst bei früher Herbstmahd ausgeschlossen ist.

Die Herbstmahd von Streuwiesen ermöglicht auch das Überleben von Kleintierarten, die ihren Entwicklungszyklus erst spät im Jahr vollenden.

Hierzu zählen Blütenbesucher mit später Flugperiode, etwa die für Streuwiesen-Lebensräume typische Wildbiene *Prosopis pectoralis*, die in ihre Brutzellen in Schilfgallen bis Anfang September Pollen verschiedener Hochstauden einträgt, oder die Wild-

biene *Melitta nigricans*, die zur Versorgung ihrer Brut bis Ende August Pollen ausschließlich an *Lythrum salicaria* sammelt.

Eine weitere "ökologische Gilde", die nur bei später Mahd Überlebenschancen besitzt, ist die der nahrungsökologisch an spät fruchtende Streuwiesenpflanzen gebundenen Samennutzer. Hierzu zählen z.B. zahlreiche Wanzenarten (siehe Kap. 1.5.2.6), aber auch einige "Gallionsfiguren" des zoologischen Artenschutzes in Streuwiesen.

Wohl das "pominenteste" Beispiel ist der stark gefährdete Lungenenzian-Ameisenbläuling. Dessen Raupe frißt, bevor sie sich zur Überwinterung in Ameisennester eintragen läßt, in den Fruchtanlagen von *Gentiana pneumonanthe* und *Gentiana asclepiadea*. Eine Mahd vor Mitte September hat durch den abrupten Entzug dieser Nahrungsbasis katastrophale Folgen für Kolonien von *Maculinea alcon ssp. alcon*. Frühe Herbstmahd kann aus gleichem Grunde auch zum Verschwinden des Hellen Wiesenknochen-Ameisenbläulings und des Schwarzblauen Ameisenbläulings führen, deren Raupen je nach Witterungsverlauf bis Ende August/Anfang September oder sogar bis Mitte September in den Blütentöpfen von *Sanguisorba officinalis* fressen.

Späte Mahd kommt aber auch vielen als Imago von vegetativen Pflanzenteilen lebenden Kleintierarten zugute, die bis in den Herbst auf Pflanzennahrung angewiesen sind (z.B. viele Heuschreckenarten der Streuwiesen).

Problematisch ist die Mahd - auch wenn sie erst im Oktober durchgeführt wird - für Tierarten bzw. Entwicklungsstadien geringer Mobilität, die sich zum Mahdzeitpunkt in den von der Mahd erfaßten Krautschichtbereichen befinden* und für die Arten, die endophytisch in der Futterpflanze leben.

Dies gilt z.B. für den Abbiß-Scheckenfalter, dessen mit Jungraupen besetzte Überwinterungsgespinnste, die sich in bis zu ca. 20 cm Höhe in der Vegetation befinden, durch die Mahd zerrissen werden können. Die Eier des Mädesüß-Perlmutterfalters befinden sich zu dieser Zeit an den Blättern und Fruchständen von *Filipendula ulmaria*.

Zu nennen ist weiterhin z.B. die artenreiche Gilde der aus den unterschiedlichsten Gründen an Röhrlicht gebundenen Arten. Mit den Schilfhalmern werden z.B. Eier der Schwertschrecken-Arten und der Großen Goldschrecke entfernt (die Imagines gehen im Spätherbst zugrunde), die Larven röhrlichtbrütender Hautflügler (z.B. der Wildbiene *Prosopis pectoralis*) und die in den Hohlräumen überwinterten Imagines verschiedenster Spinnen- und Insektenarten (z.B. die des Langhals-Laufkäfers) entfernt. Gleiches gilt für Eigelege, die sich an bzw. in den oberen Teilen anderer Pflanzenarten befinden (z.B. solche der Schwertschrecken in Binsen und Seggenstengeln).

Herbstmahd führt also u.U. zum Zusammenbruch der Populationen dieser Arten, wenn nicht einzelne Bereiche bzw. Streuwiesen ausgespart werden.

2.1.1.2 Sommermahd (einmähige Heunutzung)

Die einmähige Heunutzung in Mooren ist eine alt-herkömmliche Nutzungsweise, die im Alpenvorland erst mit Einführung der Streunutzung vollständig ihre Bedeutung einbüßte. Im Bayerischen Wald existieren dagegen auch heute noch bereits im August gemähte und sogar leicht gedüngte Braunseggenrieder, die nach mündlichen Auskünften von Landwirten stabil erscheinen. Verbreitet war die Heugewinnung aus Moorigen bis in jüngste Zeit in weiten Teilen Nordbayerns (s. Kap. 1.6.1.3).

Das zur Verfütterung geeignete Heu (Moosheu, Roßheu) findet in Pferdeställen und auch als Rauhfutterzusatz bei der Jungrind- (nicht Mastrind-) Fütterung Verwendung. Die besondere Eignung des "Roßheus" für Pferde erklärt sich aus deren Steppenherkunft und deren Anpassung an hartgrasige Steppenvegetation, während die Verfütterung proteinreichen Futters zu Verdauungsstörungen, Choliken und unnatürlicher Überernährung führt. Die von Pferden und Jungrindern nicht gefressenen Pflanzenteile werden meist als Einstreu genutzt.

Mähzeitpunkt

Auf reinen Torfböden ist bei spätem Beginn der Vegetationsperiode im Alpenvorland der August der gebräuchlichste Termin für die Moosheugewinnung. In Nordbayern werden für vermoorte Talwiesen, aber auch für Seggenrieder auf Torfböden Juni und Juli als herkömmlicher Termin genannt (SCHARF, KÜSPERT 1992, mdl.).

Die Ursache für die frühe Mahd liegt in der Verwertbarkeit des Mähgutes als Heu:

- Das Schnittgut trocknet in den heißen Sommermonaten gut ab, Schimmelprozesse bei der Futterlagerung werden verhindert;
- Die Nährstoffgehalte des Schnittgutes sind im Vergleich zu im Herbst gewonnener Streu infolge geringerer Nährstoffrückverlagerung höher (s. Kap. 1.4.1.4). Durch das engere C/N-Verhältnis ist das Heu auch für Rinder (Jungvieh) verdaulich.

Nährstoffentzug

Weil die Retranslokation der Nährstoffe nicht oder noch kaum begonnen hat, sind die Nährstoffentzüge größer als bei der Herbstmahd. KAPFER (1987: Abb. 32) gibt für Sommermahd einer Pfeifengrasstreuweise folgende Nährstoffentzüge an (vgl. die Werte der Herbstmahd in Kap. 2.1.1.1, S. 181):

K: 5- 8 kg/ha

P: 4- 5 kg/ha

* Unproblematisch ist sie dagegen für Arten, die im Herbst zur Überwinterung trockenere Kontaktbiotope oder Binnenstrukturen aufsuchen - siehe Kap. 1.5.1.1 - oder die im Boden bzw. in der Mooschicht überwintern.

N: 35 kg/ha.

Eine besondere Bedeutung kommt dem erhöhten Entzug der in Moorböden limitierenden Nährelemente Kalium und v.a. Phosphor zu. Bei geringem Nährstoff-Nachlieferungsvermögen ist eine starke Aushagerung des Standorts in kurzer Zeit zu erwarten (vgl. Kap. 2.5.1.1.2, S. 243). Gegenüber im Herbst geschnittenen Parallelfeldern werden die Erträge bei Sommerschnitt deutlich abgesenkt. Dieser Sachverhalt ist schon den "Klassikern" der Streuwiesen-Kultur bekannt gewesen; aus diesem Grunde wurde seinerzeit auch ausdrücklich die Herbstmahd als Schnitt-Termin empfohlen (vgl. Kap. 1.6.2.1).

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Der Sommerschnitt schwächt die bestandesbildenden Arten der Streuwiesen wie *Molinia caerulea* oder *Schoenus ferrugineus* erheblich, da die internen Nährstoffkreisläufe dieser Arten unterbrochen werden und die Rückverlagerung der Nährstoffe nicht in dem Maße stattfinden kann, wie es bei der (späten) Herbstmahd der Fall ist. Nach bisher vorliegenden Schnittexperimenten erfolgt zwar eine verstärkte sproßbildung, die jedoch die Verluste an Halmhöhe nicht ausgleichen kann, so daß die Phytomasseproduktion dieser Arten und somit die Gesamterträge (siehe oben) deutlich zurückgehen (vgl. DIEMER & PFADENHAUER 1987).

Sommerliche, insbesondere spätsommerliche, im August durchgeführte Mahd schädigt jedoch keineswegs sämtliche Pflanzenarten, die für Streuwiesen charakteristisch sind. Insbesondere Frühlings- und Frühsommerblüher mit sehr tief sitzenden Assimilationsorganen wie *Gentiana clusii*, *Gentiana verna*, *Leontodon hispidus*, *Pinguicula*-Arten, *Polygala amarella*, *Ranunculus montanus* können von einem August-Schnitt sogar profitieren. Die Beschattungsdauer des assimilierenden Laubwerks der bestandesbildenden Arten nimmt ab, infolge ihrer reduzierten Vitalität überlassen die Hauptbestandbildner diesen konkurrenzschwachen Arten verstärkt Wuchsräume.

Zu den Nutznießern der (Spät)Sommermahd zählen auch frühblühende Orchideen-Arten wie das Kleine Knabenkraut, das im August seine oberirdischen Triebe vollständig eingezogen hat. Da *Orchis morio* im September/Oktober seine Winterrosetten wieder austreibt (vgl. BÖHNERT & HAMEL 1988: 112), gerät es etwa bei Herbstschnitt in Gefahr, geschädigt zu werden. Bei Sommerschnitt nehmen auch einige grasartige Pflanzen der Streuwiesen zu. Insbesondere gilt dies für die Hirse-Segge (*Carex panicea*), die mit ihren Ausläufern rasch in freigewordene Räume vorstoßen kann (vgl. KAPFER 1988: 121).

Benachteiligt außer den bestandesbildenden Grasarten werden vor allem die hochwüchsigen, im Hoch- oder sogar erst im Spätsommer blühenden Schaftpflanzen der Streuwiesen-Lebensräume. Sie erleiden vermutlich (Untersuchungen liegen nicht vor) ebenso wie *Molinia caerulea*, *Molinia arundinacea* und *Schoenus ferrugineus* erhebliche Stoffverluste durch den frühen Schnitt. Sie sind zu diesem Zeitpunkt (2. Augushälfte) noch grün, was dafür

spricht, daß die Nährstoff-Rückverlagerung noch nicht stattgefunden hat. Das Abwelken setzt bei ihnen zumeist erst in der ersten Septemberhälfte ein.

Zudem entfällt für sie die Möglichkeit der generativen Fortpflanzung. Besondere Aufmerksamkeit benötigen spätfruchtende Arten (s. Tab. 2/2, S. 186): Nach WEBER & PFADENHAUER (1987, vgl. auch andere Florenwerke) erstreckt sich die Blüh- und damit auch die Samenabreifung über mehrere Monate. Frühestens Ende August sind in der submontanen Höhenstufe die ersten Samen von Spätblühern abgereift. Mit zunehmender Höhenlage ist sowohl der Vegetationsverlauf als auch die Ausreifung der Samen bis über einen Monat verzögert (vgl. z.B. *Pedicularis sceptrum-carolinum*, Kap. 1.4.2.1.5).

Über kurz oder lang muß deshalb die Population einer Streuwiesenart, die ihren Entwicklungszyklus erst spät abschließt, geschädigt werden, wenn der Schnitt fortgesetzt im Spätsommer ausgeübt wird. In besonderem Maße gilt dies natürlich für spätblühende Therophyten wie den Deutschen Enzian (*Gentianella germanica*). In Tab. 2/2 (S. 186) sind einige krautige Pflanzen zusammengestellt, bei denen andauernde Augustmahd eine erhebliche Populationsschwächung erwarten läßt.

Einige stark gefährdete Arten wie das Preußische Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*), das Karlszepter (*Pedicularis sceptrum-carolinum*) oder die Labkrautblättrige Wiesenraute (*Thalictrum simplex* subsp. *galioides*) zählen dazu. Selbst bei bereits im Juni blühenden Schaftpflanzen wie der Blauen Schwertlilie (*Iris sibirica*) oder dem Karlszepter, öffnen sich die Fruchtkapseln erst im Herbst, das Aussamen findet mithin nicht vor Anfang Oktober statt.

Sommermahd kann Magerzeiger fördern, die an einen frühen Schnitt gut angepaßt sind: Auf einer bodensauren Pfeifengraswiese resultierte aus Frührschnittversuchen nach KAPFER & PFADENHAUER (1986) die Abnahme der dominanten *Molinia caerulea* und der Nährstoffzeiger *Filipendula ulmaria*, *Galium palustre* und *Geum rivale* zugunsten schwachwüchsiger Magerkeits- bzw. Säurezeiger wie *Festuca ovina*, *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis canina* und *Viola palustris*.

Auf kalkreichen, wechselfrischen Standorten führt Sommermahd in Knollen-Kratzdistel-Pfeifengraswiesen nach GÖRS (1974: 381 ff.) zu einer Förderung der Arten des MESOBROMION und des ARRHENATHERION auf Kosten der Arten des MOLINION. GÖRS beobachtete eine rapide Abnahme von *Molinia arundinacea* und eine Zunahme von *Bromus erectus*, *Avenula pubescens* und *Trifolium pratense*.

Auf mesotrophen, feuchten bis mäßig nassen Streuwiesen profitieren Feuchtwiesenarten wie *Sanguisorba officinalis* oder eingestreute Grünlandarten wie *Lathyrus pratensis*, *Vicia cracca* oder wiederum *Trifolium pratense* von einem solchen Mahd-Management. Sogar *Cirsium oleraceum* kann durch den Sommerschnitt begünstigt werden; die Kohldistel kommt mit dem Schnittregime besser zurecht als die bestandesbildenden Streuwiesenarten, solange die

Tabelle 2/2

Pflanzenarten der Streuwiesen, die zumeist nicht vor Ende August zur Fruchtreife gelangen und erst im September zu welken beginnen. Bei fortgesetzter Augustmahd ist ein Rückgang dieser Arten zu erwarten.

<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch
<i>Allium suaveolens</i>	Wohlfriechender Lauch
<i>Cirsium tuberosum</i>	Knollen-Kratzdistel
<i>Gentiana asclepiadea</i>	Schwalbenwurz-Enzian
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungen-Enzian
<i>Gentianella germanica</i> agg.	Deutscher Enzian
<i>Gladiolus palustris</i>	Sumpf-Gladiole
<i>Hieracium umbellatum</i>	Dolden-Habichtskraut
<i>Iris sibirica</i>	Blaue Schwertlilie
<i>Laserpitium prutenicum</i>	Preußisches Laserkraut
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt
<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>	Karlszepter
<i>Selinum carvifolia</i>	Kümmel-Silge
<i>Senecio paludosus</i>	Sumpf- Greiskraut
<i>Serratula tinctoria</i>	Färberscharte
<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbiß
<i>Swertia perennis</i>	Sumpf-Tarant
<i>Thalictrum simplex</i> subsp. <i>galioides</i>	Labkrautblättrige Wiesenraute

Aushagerung für sie als nährstoffbedürftige Art nicht zu weit voranschreitet.

Starke Schädigungen durch die (spät)sommerliche Mahd erleiden hingegen das Mädesüß und das Schilf. Eingeschobene Augustschnitte können umgehend die Rückdrängung von *Phragmites australis* und *Filipendula ulmaria* herbeiführen (nähere Ausführungen hierzu siehe Kap. 2.5.1.2.2, S. 248, und 2.5.1.2.5, S. 249). Überflutungsstreuweisen zeigen oft eine so hohe Produktivität, daß nur durch eine Vitalitätsminderung der bestandesbildenden MAGNOCARICION- (z.B. *Carex elata*)- und PHRAGMITION-Arten mittels spätsommerlicher Mahd die notwendigen Wuchsräume für niedrigwüchsigeren Arten geschaffen werden können.

Reaktion der Fauna

Die Mahd von Seggenriedern im Juni und Juli führt in Gebieten, in denen die Bekassine, der Wiesenpieper, die Sumpfohreule oder die Wiesenweihe brüten, leicht zum Verlust von Jungvögeln und zum Abwandern der Altvögel. Selbst wenn die Mahd die Nester nicht erfaßt, können die mit ihr verbundenen massiven Störungen zur Aufgabe der Bruten führen. Eine erfolgreiche Reproduktion dieser Arten ist bei Mahd im August dagegen möglich. Auch in anderen Streuwiesentypen stellt Augustmahd für die Wiesenbrüter - mit Ausnahme des Wachtelkönigs (siehe Kap. 2.1.1.1, S. 181) - kein Problem dar.

Differenzierter ist die Reaktion der Wirbellosenfauna auf Sommermahd. Die wichtigsten Auswirkungen einer Sommermahd in Streuwiesen sind:

- Plötzlicher Nahrungsentzug für phytophage Kleintierarten, die sich von oberirdischen Pflan-

zenteilen ernähren und Fehlen von Eiablagemöglichkeiten;

Beispiele:

Scharteneule (*Acosmetia caliginosa*, RL By 1; Raupen fressen im Juli und August ausschließlich an *Serratula tinctoria*), *Melitta nigricans* (diese Wildbienenart sammelt im August Pollen von *Lythrum salicaria*), Schwalbenschwanz (im August fressen die Raupen der zweiten Generation v.a. an *Peucedanum palustre*), Lungenenzian-Ameisenbläuling (die Falter, die Ende Juli/Anfang August die Nester der Wirtsameisen verlassen, finden entweder bereits keine Enziane mehr vor, oder die Eier gehen verloren).

Ein grundsätzlicher Unterschied zwischen der Wirkung der Augustmahd auf spätblühende Pflanzenarten und phytophage Kleintiere besteht darin, daß erstere Augustmahd tolerieren, solange sie wenigstens periodisch zur Samenbildung gelangen, während letztere darauf angewiesen sind, daß ihre Nahrung bzw. Eiablage-Struktur in jedem Jahr zur Verfügung steht!

- Verlust immobiler Entwicklungsstadien;

Beispiele:

Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling und Schwarzblauer Ameisenbläuling (Jungrauen befinden sich in *Sanguisorba officinalis*-Blütenköpfchen und verlassen diese nicht), Mädesüß-Schneckenfalter (Verlust der bereits im Juni/Juli auf *Filipendula ulmaria* abgelegten Eier).

- Plötzliche und einschneidende Veränderung des bodennahen Mikroklimas;

Beispiele:

Der Sumpfröhrling und weitere hygrophile Heuschreckenarten ziehen sich unmittelbar nach der Mahd in ungemähte Bereiche zurück (wenn vorhanden!), da die Luftfeuchtigkeit in Bodennähe auf frisch gemähten Flächen an sonnigen Augusttagen (bevorzugtes "Mähwetter"!) stark absinkt. Wenig mobile Entwicklungsstadien hygrophiler Streuwiesen-Kleintierarten sind dagegen vielfach nicht in der Lage, sich rechtzeitig in Bereiche mit ausreichend hoher Luftfeuchtigkeit zurückzuziehen und verenden.

Einige Heuschreckenarten vermögen die frisch nachtreibenden Wiesen bald darauf wieder in hoher Dichte zu besiedeln und profitieren sogar von der höheren Nahrungsqualität des frischen Grüns (ebenfalls z.B. Stengel-besaugende Zikaden).

- Veränderung der Struktur des Vegetationsbestandes;

Beispiele:

Augustmahd fällt in die Fortpflanzungsperiode der Sumpfschrecke. Die Männchen benötigen zur Stridulation eine Vegetationsstruktur mit kleinflächigem Wechsel hoch- und niedrigwüchsiger Vegetation. Nach erfolgter Mahd ist der Vegetationsbestand einheitlich niedrig und wird von der Art strikt gemieden. Ähnliches gilt für den Warzenbeißer, der in im Hochsommer gemähten Streuwiesen höchstens im Saum zu ungemähten Flächen zu finden ist.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß flächendeckende Augustmahd zu Heunutzungszwecken eine deutlich reduzierte Artenvielfalt an Kleintieren zur Folge hat, wobei auch einige hochgradig gefährdete Arten betroffen sind!

2.1.1.3 Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Zweischürige Futterwiesen-Nutzung in Verbindung mit mäßiger Mistdüngung führt insbesondere auf Anmoorstandorten und auf stark mit Mineralstoffen durchschlickten Niedermoor-Standorten infolge der nachhaltig wirkenden Aufdüngung (vgl. Kap. 1.3.3.3 und 2.5.1.1.2, S. 243) zu einer Umwandlung der Streuwiesen in artenreiche Feuchtwiesen des Verbandes CALTHION. An Stelle der Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder treten Kohldistelwiesen, Bachkratzdistelwiesen, Trollblumenwiesen und Wiesenknopf-Silgenwiesen, deren Pflegeproblematik Gegenstand des LPK-Bandes II.6 "Feuchtwiesen" ist.

Durch extensive Mistdüngung und zweifache Mahd steigt der Anteil der ARRHENATHERETALIA-Fettwiesenarten und besonders der CALTHION-Naßwiesenarten an, die für die Ordnung MOLINIETALIA charakteristischen Spätblüher gehen dagegen verloren.

Reaktion der Fauna

Grundsätzliche Überlegungen zur Wirkung zweischüriger Mahd auf die Tierarten-Zusammensetzung

von Wiesenbiotopen wurden im LPK-Band II.5 angestellt und brauchen hier nicht wiederholt zu werden (siehe z.B. die Ergebnisse der Untersuchungen von BOCKWINKEL 1990). Festzuhalten ist, daß Arten mit nur einer Jahresgeneration durch die frühe erste Mahd stark beeinträchtigt werden, während Arten mit zwei Jahresgenerationen i.d.R. besser in den Mährhythmus eingepaßt sind.

Die Fauna zweischüriger CALTHION-Wiesen kann durchaus hohen Artenreichtum und naturschutzbedeutsame Tierarten aufweisen (siehe z.B. BRÄU 1987). Durch diese Nutzungsweise werden jedoch die charakteristischen Streuwiesenbewohner (wie z.B. der Lungenenzian-Ameisenbläuling oder das Blaukernauge) verdrängt und es stellt sich eine Zoozönose mit völlig anderer Zusammensetzung ein.

2.1.1.4 Beweidung mit Rindern

(Bearbeitet von A. Ringler)

Diese Nutzungsalternative gilt auf Mooren und Naßflächen oft von vornherein als unpfleglich, wenn nicht sogar schädlich. Aus folgenden Gründen ist aber eine unbefangene und detaillierte, wenn auch kritische Prüfung geboten:

- 1) Als Primärnutzung vieler heutiger Streuwiesen (brachen) und mancher nicht streugentzelter Niedermoore gehört sie zu den "traditionellen" Nutzungsweisen, gehört also ebenso wie Schafhaltung in Heiden zu den erwägenswerten Alternativen der heutigen Pflegestrategie. Rinderbeiß ist außerdem heute Faktum auf vielen Mooren und Streuwiesenstandorten vor allem höherer Lagen. Eine fundierte Beurteilung aus Naturschutzsicht ist also in jedem Fall vonnöten, auch wenn diese Bewirtschaftungsart nicht überall den naturschutzfachlichen Vorzug verdient.
- 2) Regional herrscht auf Nieder- und Anmooren sogar ein zunehmender Umwandlungsdruck von Streu- zu Weidenutzung; zunehmende Betriebsaufgaben bzw. Übergang in den Zu- und Nebenerwerb mit Verknappung der landwirtschaftlichen Arbeitszeit, Umwidmung von Milchwirtschaft auf Fleischerzeugung (Mutterkuhhaltung, Galloways usw.) erschweren die Erhaltung und Wiedereinführung streuverwendender Betriebssysteme, steigern den Bedarf an extensiven Weideflächen, erleichtern eventuell die Einrichtung relativ großflächiger, u.U. gemeinschaftlich beschlagener Weidegebiete. Attraktive EU-Älplungsprämien führen zu Anträgen auf Umwidmung auch tiefergelegener Extensivgrünlandgebiete, z.T. mit eingeschlossenen Feuchtgebieten. Bereits jetzt liegen eine Reihe anerkannter Almen/Alpen mit Mooren und Streuwiesen außerhalb der morphologischen Alpengrenze im Vorland (z.B. Rieder "Alm" bei Kochel/TÖL, Wildseegebiet/WM, Waldweide Murgenschbach/WM). Der Pensionsviehanteil nimmt nicht nur auf Almen/Alpen, sondern auch in Gemeinschaftsweiden des Vorlandes zu (vgl. TREMMEL 1992).
- 3) Beweidung verdient schon deshalb Beachtung, weil sie jene Naßbiotope (mit)geprägt hat, aus deren Artenbestand sich die Streuwiesen-Le-

bensgemeinschaften rekrutiert haben (vgl. Kap.1.6). Viele Indizien sprechen dafür, daß die Extensivbeweidung vergangener Jahrhunderte den Urzustand von Feuchtstandorten nicht wesentlich verändert hat, mithin den Weiterbestand des spätglazialen und frühholozänen Artenbestandes bis in das Streuwiesenzeitalter hinein ermöglichte. Sie beschnitt offensichtlich auch nicht den Spielraum für solche Arten, die im 19.Jhd. und frühen 20.Jhd. verschwanden, und von denen man nicht weiß, ob sie sich je in die "neuzeitlichen" Streuwiesenlebensräume eingefügt hatten. (z.B. *Cerastium alpinum*, *Carex capitata*, *C. microglochin*, *Minuartia stricta*, *Stellaria crassifolia*). In diesem Zusammenhang muß daran erinnert werden, daß der Beginn einer geregelten Streuwiesenkultur längst vor der modernen Standortmelioration mit gewissen Entwässerungsmaßnahmen verbunden war, die auf Triftweiden weitgehend entfielen.

- 4) Beweidung ist für viele Betriebe derzeit die einzige realisierbare Offenhaltungsalternative ehemaliger Streuflächen. Auch in alten Moorweiden zog sich die begleitende Streunutzung in den letzten 20 Jahren weitgehend zurück.
- 5) Im Vertragsnaturschutz der Feuchtflächen wird örtlich bereits seit Jahren auch die Beweidungsalternative gefördert, ja sogar in Pilotfällen gezielt auf Quellmoorbrachen gelenkt und in ihren Auswirkungen dokumentiert (so z.B. Hartschimmelhof/WM),
- 6) Im Alm-/Alpbereich sind Moore und (ehemalige) Streuwiesen der zuwendungsfähigen Lichtweidefläche gleichgestellt, werden also auf die prämiierende Auftriebszahl angerechnet. Sie werden unabhängig von ihrer Weide-Belastbarkeit für eine prämiensteigernde Bestoßmaximierung herangezogen.
- 7) Beweidung bedeutet grundsätzlich weniger Wertungs- und Geräteinsatzprobleme sowie einen geringeren Subventionsbedarf (z.B. in Form von Erschwerniszuschlägen) als (imitierende) Streumahd, erfüllt also die Generalforderung nach Aufwandsminimierung und energiesparsamer Biotoppflege (LPK-Band I) u.U. besser als technikgestützte Flächenbehandlung,

Das "Wo" und "Wie" ist bei Streuwiesen- und Niedermoorbeweidung von außerordentlicher Bedeutung.

Das Kapitel gliedert sich folgendermaßen:

- Ursprünge der Moorweidenutzung; Differenzierung in unterschiedliche Beweidungssituationen, deren Vermengung zu Mißbräuchen führen kann (Kap. 2.1.1.4.1).
- Auswirkungen auf Standort, Oberflächenform und Abtrag (Kap. 2.1.1.4.2)
- Vegetationskundlich-floristische Auswirkungen (Kap. 2.1.1.4.3)
- Faunistische Auswirkungen (Kap. 2.1.1.4.4)
- Eignungsdiskussion der unterschiedlichen Besatzdichten, -perioden und Haltungsformen (Kap. 2.1.1.4.5)

- Eignungsdiskussion der unterschiedlichen Tier-rassen (Kap. 2.1.1.4.6).
- Tierhalterische und weidehygienische Gesichtspunkte, deren Kenntnis und Respektierung nutzer- und naturschutzakzeptable Kompromißlösungen erleichtern (Kap. 2.1.1.4.7).
- Auswirkungen auf spätere Schnittpflege (Kap. 2.1.1.4.8)

Der Terminus "Beweidung" assoziiert das Abfressen von Pflanzen. Es werden aber nicht alle vom Vieh aufgesuchten oder passiertenen Weideteile auch befressen. In Moor- und Streuwiesen-enthaltenden Weiden ist die Rinderaufenthaltsfläche im allgemeinen ungleich größer als die Futterfläche. Deshalb wird im folgenden auch der fraßneutrale Terminus "Auftrieb", "Bestoß" oder "Beschlag" verwendet. Damit wird lediglich gesagt: in der Weide-Einheit hält sich eine bestimmte Menge an Vieh auf.

Pflege-Entscheidungen dürfen nicht nach Lektüre beliebiger Ausschnitte dieses Kapitels getroffen werden. Erst die Zusammenschau mit Kap. 4.2.2 darf den Ausschlag im Für und Wider sowie im Spektrum verschiedener Ausgangssituationen geben.

2.1.1.4.1 Nutzungsgeschichtliche Rahmenbedingungen

Weitläufige, mehr oder weniger behirtete Triftweide war jahrhundertlang bis zum Einsetzen der Streu- und Torfwirtschaft die wohl überwiegende Nutzungsform der Moore, insbesondere der Niedermoores (vgl. z.B. ARETIN 1795, HAZZI 1796 zit. in RINGLER 1987, DIENER 1931, KARL 1965, VILGERTSHOFER & LAYRITZ 1993). In der einstigen Hartwiesennutzung des Alpenvorlandes dürften die vielen, in die Heiden, lichten Weidehaine und Magerwiesen eingelagerten Niedermoores ebenfalls sporadisch mitbeweidet worden sein (vgl. z.B. HAUSHOFER 1957). Beispiele: Ostermoos - Selmaierhof/ED (bis zum 2. Weltkrieg), Weilheimer Hartwiesengebiet, Gebiet Hartkapelle - Hartschimmel/STA).

Vor der weitgehenden Überführung in privatrechtlichen Besitz (nach der Säkularisation bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts) waren Moore Gemeindegrund und gehörten zur Allmende. Sie dienten als "Freye" der allgemeinen Weide, dem "Blumbesuch". Aufgetrieben wurden vorwiegend Rinder (oft unter Aufsicht eigener Kuh- und Ochsenherder (DIENER 1931) und Pferde (Jungpferde liefen vielfach frei im Moos herum). Randgemeinden reichten deshalb weit in die großen Niederungsmoores hinein (z.B. Moosraingemeinden am Donaumoos, Dachauer und Erdinger Moos, Hügelrand der Isarmöser unterhalb Landshut).

Die Schwaigenwirtschaft (von Stamm- und Klostergütern im Moorbereich betriebene viehwirtschaftliche Vorwerke) förderte den Viehauftrieb der großen Becken- und Schotterebenen-Niedermoores am Alpenrand, nördlich München und in den Donaumösern.

Der Rückgang der Moorbeweidung im 19. und frühen 20. Jahrhundert (und ihre teilweise Ablösung durch regelrechte Streuwiesenkultur, später durch Melioration; vgl. Kap.1.6) ging vor allem in Südwestbayern einher mit der durch zunehmende Unrentabilität des Getreide- und Flachsangebues sowie durch Billigimporte von Getreide und Baumwolle erzwungenen Umstellung auf spezialisierte Milchwirtschaft mit Verbesserung des Sennereiwesens (Herstellung haltbarer Käsesorten usw.).

In vielen Mooren und heutigen Streuwiesen erinnern Flurnamen an die frühere Nutzungsart: "Weidmoos" (z.B. Ettaler Weidmoos/GAP, Weitfilz bei Seeshaupt/WM, Auer und Aiblinger Weidmoos/RO), "Tratt- oder Drathmoos" (z.B. Neuching/ED und S Prien/RO), "In der Tratt" (z.B. bei Bayer-soien/GAP), "Freimoos" (z.B. bei Halfing und Eggstätt/RO), "Kühwampe" (z.B. am Chiemsee), "Viehlaßmoos" (z.B. bei Gaden/ED), "Einfang" oder "Gfäng" (durch Gräben umgeben) "Roßmoos" und "Roßfilz" (z.B. N Penzberg/TÖL), "Kuhmoos" (z.B. bei Trauchgau/OAL), "Lausen", "Urtehn" oder "Lüsse" (durch Verlosung immer wieder neu verteilte Moosgründe; z.B. bei Neufinsing/ED), "Melkstatt" oder "Melköde" (bestimmte Viehsammelplätze besonders im Schwaigenbereich) etc. (vgl. z.B. DIENER 1931, VILGERTSHOFER & LAYRITZ 1993). Auch die Aufteilung in sehr schmale Handtuchparzellen zur privaten Torfausbeutung erinnert an ehemalige Moor-Allmendegebiete (z.B. Giggenghauser Moos/FS, Pfaffenghauser Ried/MN, Graßlfinnger Moos/FFB, Finsinger Moos/ED)

Seit den 1930er Jahren wurden Moor-Triftweiden zunehmend durch hirtelose Koppelweiden abgelöst oder im Zuge der Meliorierung intensiviert. Dieser Prozeß hält bis heute an (Aufteilung der Weidegenossenschaften Fronreiten, Pischlach/WM u.a.).

Größere allmende-ähnliche (Genossenschafts-) Weiden im Moorbereich bzw. mit Mooranteilen haben sich aus alter Zeit vor allem im Loisach-, Lech- und Allgäu-Vorland erhalten, z.B. im Kochelseemoos (Gemeinschaftsweide Ried), Eschenloher Moos (RINGLER et al. 1986, FAAS 1994), bei Fronreiten, im Sauwald S Prem (KRAUS 1993), bei Pischlach, Steingädele und Urspring (alle WM), bei Bayer-soien-Lettigenbichel/GAP (TREMMELE 1992), nördlich des Bannwaldsees/OAL, im Standortübungsplatz Bodelsberg/OA. Kleinere Weidekoppeln mit langer Weidetradition mit Moor-Anteilen bzw. streuwiesen-äquivalenten Standorten finden sich an vielen Stellen, so etwa im Wierlinger Wald/OA, im Hochmoor NE Schwarzenbach SW Wildsteig/WM, im Litzau-, Schlauch- und Gschwandfilz/WM, bei Staltannen/WM, im Altenauer Moor/GAP, im Langenmoos bei Steingaden/WM. Eine eingehende Schilderung zahlreicher Moorweidestandorte gibt BRUDI (1995). Minerotrophe, mit vielen (Kalk-)Niedermoorpflanzen durchsetzte Spirkelfilze, die an anderer Stelle vielfach durch Streuwiesen ersetzt sind, wurden/werden (relativ zu anderen Moorstandorten) oft bevorzugt beweidet. Gut vorstellbar ist die Herauentwicklung vieler Streuwiesen aus solchen sehr lichten Moor-

Weidewäldern im späten 18. und frühen 19. Jahrhundert parallel zur Heide- und Grünlandentstehung aus Waldweide- oder Großwildlichtungen. Dies wird bestätigt durch heutige Streuwiesenstandorte, die auf den Kartenblättern der ersten Landesaufnahme (ab ca. 1820) noch als "Boschen" oder Moorgehölz signiert sind.

In den höheren Berglagen ist die Alpwirtschaft (über Rodung, Auflichtung und/oder Beweidung) nicht nur für den heutigen Zustand, sondern wohl auch für die Entstehung vieler Herzblatt-Braunseggen-sümpfe, Davallseggenrieder, Haarbinsenrieder, Eisseggenfluren, Übergangsmoore und Hochmooranflüge, ja sogar für Kopfbinsenrieder (letztere z.B. auf der Probstebauernalm/TÖL, am Ofenberg bei Garmisch) bestimmend. Viele Almen/Alpen bekunden die Feuchtflächendominanz schon im Namen: Moos(en)-Alm/-alpe (z.B. Scharfreuter/TÖL, Lattegebirge/BGL, Engenkopf bei Oberstdorf), Mooserboden (RO), Röthel-, Wilden- und Winkelmoosalm/TS, Hör- und Seifenmoosalpe/OA, Bau- und Arzmoosalm/RO u.a.

Zu Zeiten der Milchviehhaltung überlagerte die Streugewinnung stellenweise den Weideeinfluß auf Almen/Alpen. In vielen Lichtweidebereichen der Bayerischen Alpen, vor allem der Karböden, großen Karsthohlformen, der Flysch-, Ultrahelvetikum- und kalkalpinen Mergelgesteinszonen, nehmen höhenstufenspezifisch geprägte Moor- und Naßstandorte aus dem Geltungsbereich dieses LPK-Bandes erhebliche Flächenanteile, manchmal fast die ganze Weidefläche ein (vgl. JE PARK, SPATZ 1970, RINGLER 1988).

Beispiele: Priesberg-, Gotzen- und Anthauptenalm/BGL, ehemalige Funtenseealmen/BGL, Roßalm am Winkelmoos und am Geigelstein/TS, Lärchkogel-, Moosen-, Rehgraben- und Felleralm/TÖL, Karstkessel im Risserkogel-Plankenstein- und Rotwandgebiet/MB, Altenauer Roßalpe/GAP, Hirschwang/OAL, Prinschenhütte, Hochschelpen und Piesenkopf/OA, Hochhädrich/OA, Roßkopf bei Hindelang/OA (Liste der "Mooralmen" siehe RINGLER 1981).

Im Unterschied zum Vor- und Tiefland sind die mineralischen, z.T. auch organischen Alm-Naßstandorte trotz ihres geringen Futterwertes und ihrer weidehygienischen Nachteile aus agrarischer Sicht den übrigen Flächen völlig gleichgestellt und zumeist zaunlos in die Gesamtweide integriert (damit den Weide/Ried-Trennungsvorschlägen von DIETL 1980 zuwiderlaufend), zumal sich die Auftriebsprämissen nicht nach der Standorteignung, sondern nach Viehzahl und Bestoßfläche bemessen. Feuchtflächen sind meist nur ein Teil der kartierwürdigen Biotopkomplexe. Die Weidewerte der Moor- und Mineralbodenstandorte unterscheiden sich auf vielen Mittel- und Hochalmen weniger als im Alpenvorland, denn typische Borstgrasrasen bieten nur graduell besseres Futter als Rasenbinsen- oder Kleinseggenrieder (Beispiele: Gotzenalm/BGL, Moosenalm/TÖL, Hirschwangalpe am Grubenkopf/OAL). Dies senkt die Hemmschwelle des Viehs, Naßstandorte mitzubeweideten.

Demgegenüber werden kolline und tiefmontane Streuwiesen und teilweise auch Moorweiden als Pflege- und Sondernutzungsinseln (Inselbiotope) im Regelfall stark abweichend von angrenzenden Flächen behandelt und gefördert. Eine Zwischenstellung nehmen jene gemeinschaftlich genutzten Heimweiden des Alpenrandbereichs ein, in denen ebenfalls ein Nutzungsverbund zwischen Moor und Mineralböden herrscht (siehe BRUDI 1995).

Daraus folgt also: **Offene Naßstandorte sind in den Hochlagen viel enger in die Gesamtnutzung integriert als in den Tieflagen.** Auch deshalb kommt den Alm-Riedern und -mooren innerhalb des Bandwirkungsbereichs eine Sonderstellung zu.

Der Weidedruck auf Vorland- oder Alpenrandmoore dürfte insgesamt abgenommen haben, seitdem der Futterbeitrag der trockeneren Mineralbodenanteile und der meliorierten Mooreteile innerhalb der Weideeinheiten seit einigen Jahrzehnten durch Aufdüngung bzw. Entwässerung wesentlich gesteigert wurde. Denn einst hatte das Weidevieh die Wahl zwischen trockenen und nassen Magerrasen (terrestrische/telmatische Standorte), heute aber zwischen nassen Magerrasen (Streuwiesen, Moore) und Fettweiden.

Aus alledem ergibt sich, daß beim Pflegekonzept die unterschiedlichen nutzungs geschichtlichen Rahmenbedingungen unbedingt berücksichtigt werden müssen. Zumindest 3 Flächenkategorien erfordern jeweils unterschiedliche Pflegestrategien:

A: Alte Moorweiden

Hierunter fallen vor allem:

- Organische Feuchtstandorte innerhalb der Genossenschafts-, Gemeinschafts-, Berechtigungs- oder Privatalmen der Hochlagen
- Organische Feuchtstandorte innerhalb genossenschaftlich genutzter Heimweiden des Vorlandes und der Alpentäler (Allmende-Relikte).

Ihre Biotop- und Vegetationsstruktur ist seit altersher durch den Haustierauftrieb gestaltet. Dies ist zwar in den Katastern nur bis ins frühe 19. Jahrhundert zurück, durch archivierte Weiderechtsstreitigkeiten verschiedener Gemeinden aber teilweise bis ins 16. und 15. Jahrhundert zurück belegbar. Im Regelfall dürfte die Beweidung aber noch viel weiter zurückgehen, z.T. auf die Völkerwanderungszeit (viele Allgäuer Weideflächen entstanden mit der Alemannen-Einwanderung im 5. Jahrhundert) oder gar die Keltenzeit (vgl. SPANN 1954). Hier muß die Beweidung als **Primärnutzung** gelten (wenn man von Jagd und Fischerei absieht). Ihre Fortsetzung in geeigneter Form (siehe unten) entspräche dann einer bestandeserhaltenden Pflege. Da altgenossenschaftliche Besitzstrukturen

- den Aufwand des einzelnen Genossen reduzierte,
- als einzelbetriebliche Weiderechte ungern aufgegeben wurden
- im allgemeinen viel weniger meliorationsanfällig waren als Privatparzellen

wirkten sie als Refugien für archetypische Halbkulturökosysteme, die anderswo längst der Nutzungsmodernisierung zum Opfer gefallen waren.

B: Junge Moorweiden

In einer völlig anderen Situation befinden sich Niedermoore, Sicker- und Quellhorizonte bzw. Streuwiesen, die erst in den letzten Jahrzehnten aus agrarstrukturellen und betrieblichen Umstellungen heraus in (Jung-) Rinderkoppeln, selten auch Pferde- (Pony-) Koppeln, umgewidmet wurden (Weide als Sekundärnutzung, Überführungsweiden). Sie sind Folge von Betriebsrationalisierung und Stallmodernisierung und im allgemeinen nicht mit "bestandeserhaltende Pflege" gleichzusetzen, weil sie den vorherigen Biotop- und Biozönosecharakter nicht weiterführt, sondern meist gravierend ändert.

Vielfach betraf die Umstellung jene Moor- und Naßstandorte, die während der Urbarmachungs- und Intensivierungsperiode zwischen 1933 und 1980 nicht verbesserungswürdig erschienen, also die

- steilhängigen und stark reliefierten, durch Systemdränung kaum entwässerbaren und großflächig von ertragsfeindlichem Kalktuff beherrschten oder als häusliche Trinkwasserquellen unentbehrlichen Hangquell- und Quellnischenmoore, z.B. Streuwiesenteile auf der Pechschnait-Hochhorn/TS, ehemalige Quellmuldenstreuwiesen bei Steinhausen/AÖ, Quellmoore im Tauerner Graben bei Frasdorf/RO, S Dietsramszell/TÖL, SW Sachsenkam/TÖL, Kopfbinsenried am Kienbach SW des Mesnerbichl/STA (bis 1979), Ufermoore am Schwaigsee/WM, Kopfbinsen-Tuffquellmoore E Berchtoldshofen und am Ostufer des Illasbergsees/OAL, PRIMULOSCHOENETUM W Dessau E Bernbeuren/WM, Niedermoor mit Bruchwald SW Ödenhof SW Peiting/WM.
- manche anderweitig nicht nutzbaren Übergangs, ja sogar Hochmoore, z.B. junge Pseudohochmoorbildung auf ehemaliger Streuwiese N Peustelsau/WM, Spirkenfilz NW Haldemooseck S Wildsteig/WM, Winkelfilz/TÖL, Rehmahdsmoos bei Gunzesried/OA
- Feucht- und Sickerstellen innerhalb von Grünland- und Magerrasenparzellen insbesondere im Grundgebirge und Alpenvorland, z.B. Quellriede und Hangsickernischen bei Bischofsreuth, Obergrainet und Schimmelbach/FRG, am Hardtkapellenweg bei Erling/STA, an der Hechenberger Leite/TÖL.

Auf diesen Standorten drängt sich dem Bewunderer der alten Streuwiesen- und Quellmoorherrlichkeit oft der Eindruck einer raschen standörtlichen und floristischen Degradation auf (starke Trittschäden, Verschlammung, örtliche Verlagerung usw.).

Soweit derartige Folgenutzungen aus Naturschutzprogrammen gefördert oder durch gewisse Förder Rahmenbedingungen der Ausgleichszulage und des Kulturlandschaftsprogrammes begünstigt sind, ist der Nachweis der Pfleglichkeit (oder Unpfleglichkeit), insbesondere im Vergleich mit Brache, erst noch zu erbringen. Auch deswegen empfiehlt sich

eine detaillierte Aufarbeitung der Bewertungskriterien für Moorbeweidung.

Lokal eindeutige Flächenqualitätseinbußen gegenüber der vorgängigen Streunutzung verleiteten andererseits auch dazu, Moor-Beweidung pauschal, ohne Ansehen der differenzierten Nutzungs- und Biotopvorgeschichte und unter Einschluß von Kategorie A, zu verteufeln. Man sah lange Zeit keinen Anlaß, den Biotopwert von Moorweiden genauer zu analysieren. Dies verzögerte den Beginn der seit langem dringend erforderlichen objektivierenden Untersuchungen zu diesem Konflikt-Thema (LUTZ 1990: 16, FAAS 1994).

C: "Neubelastete Altweiden"

Eine Zwischenkategorie verkörpern jene nassen bzw. torfigen Naßstandortsweiden, die zwar immer schon mit Weiderechten belegt, aber erst neuerdings im Zuge einer Bestoßintensivierung, Wald-Weide-Trennung oder veränderten Weidetechnik, z.B. Portionierung, stärker beansprucht sind, z.B.

- als Ersatz für abgetrennte Waldweiden stärker beschickte Heimweiden zwischen Bannwaldsee und Roßhauptener Speicher ,
- die Moosalpen Vorderhädrich, Hörmoos und Unterhädrich bei Oberstaufer/OA: 75%ige Auftriebssteigerung und Verdoppelung der aufgetriebenen Großvieheinheiten seit 1950, Steigerung der Besatzdichte seit 1965 von 0,95 - 1,53 auf 1,33 - 2,13 Rinder/ha (HACKER 1985, BÜCHER 1987); zusätzliche Erhöhung der Moorbeanspruchung durch Weideportionierung
- das Priesbergmoos/BGL, wo die seltene Riesel Segge (*Carex magellanica*, syn. *paupercula*) zwar unter früheren, aber nicht mehr unter den heutigen Nutzungsbedingungen zu überdauern vermochte
- Teile des Winkel- und Röthelmooses/TS,
- Teile des Wasserscheid- und Krottensteinmooses und demnächst wohl auch des Kronwinkelmooses (alle im NSG Ammergebirge/OAL).

2.1.1.4.2 Auswirkungen der Rinder- (und Pferde-) Beweidung auf Standort und Oberflächenform

Zur besseren Übersichtlichkeit wird dieser Komplex aus direkten und indirekten Wirkungen in Teilblöcke aufgegliedert, die sich allerdings wechselseitig bedingen. Gewisse Überschneidungen mit dem Wirkungskomplex Vegetation und Flora (siehe Folgekapitel) sind dabei unvermeidlich.

Mechanische Einwirkungen

Zentrale Einflußgröße der Weidenutzung auf Mooren und Streuwiesen ist der Viehtritt. Er wirkt entweder für sich (in durchgängig unattraktiven Pflanzenbeständen wie Hochmoor, Beerstrauchheide, Rasensimsenmoor, die zwar vom Vieh begangen aber kaum befrassen werden) oder er überlagert sich mit Befraß- und Exkrementenwirkungen (auf futterattraktiveren Standorten).

Trotz breiter Klauen liegt die Drucklast ausgewachsener, etwa 440 - 660 kg schwerer Rinder höher als bei Schafen, ja sogar als bei Schleppern. Ein gesundes Rind legt beim täglichen Weidegang bis zu 18 km, mindestens aber 10 km zurück und betritt dabei etwa 150 - 350 m² Boden (ELLENBERG 1952). Werden die Hufe nicht flach aufgesetzt, schneiden Spitzen und Ränder tief in nicht trittfeste Weidenarben ein.

Natürlich schwankt die Trittwirkung mit der Vieharter (Rasse/Gewicht; vgl. 2.1.1.4.5), der Weidetechnik (siehe 2.1.1.4.4), dem Weidezeitpunkt (im Jahresverlauf stark variierende Flurabstände und Bodenwassergerhalte) und den Untergrundverhältnissen.

Bodenverdichtung tritt vor allem bei Vegetationsbedeckung und mäßiger Bodennässe ein. Sie kann in mineralischen Standorten 10-15 cm tief reichen (LUTZ 1990: 16). Die Lagerungsdichte steigt mit der Beweidungsintensität und -dauer. In schwach beweideten Moorböden fand GAEDECKE (zit. in KLAPP 1965) eine Luftkapazität von rund 100 cm³/l, in stark beweideten von rund 65 cm³/l. Durch starke Zwischenmoorbeweidung stieg im Hörmoos bei Oberstaufer die Lagerungsdichte von 0,10 g/cm³ auf 0,21 g/cm³ (BÜCHER 1987). Auf relativ ebenen Moorflächen sind Trittverdichtungen durch vermehrten Wasserstau zu erkennen. "Sekundäre Weidever-nässung" schildert FAAS 1994 für die Eschenloher Gemeineweide/GAP. Die etwa für Pfeifen-gras-Moorwiesen obligatorische gute Durchlüftung der obersten Bodenschichten ist dann nicht mehr gewährleistet. Der mittlere Feuchte-Zeigerwert der Vegetation (nach ELLENBERG) liegt dann höher als im unbeweideten Zustand.

Die **Durchtrittigkeit** von Böden steigt im allgemeinen mit dem Anteil der organischen Substanz, mit dem Nässegrad und mit steigender Düngung von Moorgrünland (BARTELS & WATERMANN 1981). Sie ist am höchsten in sehr nassen Anmoor- und Moorböden, insbesondere in nassen oligotrophen Torfen sowie weich-krümeligen Quellkalken (Alm), wie sie in den Kalkschlenken der Quellhangmoore und in Seebeckenmooren abgesetzt werden. Starker Viehtritt verdichtet hier nicht, sondern verdrängt und verquetscht das Substrat; die Zwischenräume zwischen relativ trittstabilen Horsten (z.B. *Schoenus nigricans*, *Eriophorum vaginatum*, *Trichophorum caespitosum*) können leicht völlig verschlammen, so z.B. im Hangquellmoor bei Berg N Habichau/TÖL oder beim Quelltopf der Vorderhädrichalpe/OAL: "Werden diese Gebiete häufig zum Trinken aufgesucht, stehen am Ende der Vegetationsperiode nur noch einzelne grasbewachsene Horste in der Schlammwüste" (HACKER 1985, S.24).

Ist erst einmal der blanke Torf freigelegt, sinken die Klauen relativ weit ein und drücken den breiigen Torf zur Seite und nach oben. Beim Herausziehen wird eine gewisse Torfmenge herausgeschleudert. Verdichtungen treten, wenn überhaupt, dann nur unterhalb 15-20 cm Tiefe oder als Folge von Mineralisierungsprozessen und Zerkleinerungsvorgängen im losgetretenen Torf auf (BÜCHER 1987).

Breig zerstampfte unentwässerte Hoch- und Zwischenmooroberflächen verkrusten bei Sonnenschein. Dann können sich maximal 30 - 50 cm tiefe Trittlöcher bilden, die jedoch in der nächsten Naßperiode wieder zerfließen (HACKER 1985).

Der mechanische Schädigungsgrad der Narbe verteilt sich innerhalb von Moorkomplexen oft nach den Vegetationseinheiten. Beispielsweise unterliegen die randlichen Davallseggenrieder (ehemaligen Streuflächen) im Hörmoosgebiet/OA meist der Schädigungsstufe 1 (verdichtet, aber wenig Narbenlücken, deutliche, aber flache Hufeindrücke), die Kontaktbereiche Zwischen-/Flachmoor der Stufe 2 (Deckung 50-60 %), Stufe 3 (tiefe Trittlöcher) herrscht in Quell- und Sickerfluren und Stufe 4 (Deckung unter 40 %) im Hochmoor (HACKER 1985). Bemerkenswert ist hier, daß die vom Kalkflachmoor zum Hochmoor zunehmende Schädigung keineswegs zur Trittfrequenz proportional verläuft: Auf der äußerlich gesehen wenig verletzten Flachmoornarbe halten sich die Jungrinder viel häufiger auf als im extrem zerstampften Hochmoor. Dies unterstreicht die große Bedeutung der Boden-, Torf- und Trophie-Verhältnisse bei der Schadens- bzw. Verträglichkeitsbeurteilung.

Regenerationsfähigkeit von Trittschäden: Bei entsprechender Weideführung (Abtrieb in Naßzeiten, Rotationsweiden mäßiger Besatzdichte und längeren Ruhezeiten innerhalb der Vegetationsperiode) können diese bis zum Folgejahr vernarben.

Eindeutig überhöhte Besatzdichten zeigen sich dort, wo die nassen, schlammig-offenen Bereiche zwischen den wechselfeuchten Bultflächen über Jahre hinweg moosfrei und offen bleiben. Die umfassendsten ganzjährig anhaltenden Trittschäden mit großflächig weniger als 40 % Vegetationsbedeckung treten auf Hochmoorflächen ohne natürliche oder künstliche Entwässerung im alpinen Stauregenbereich (Jahresniederschläge 1700 mm und mehr) bei verkürzter Vegetationsperiode auf (z.B. Kindsbangetalpe/OA). Pflanzenarten mit rascher vegetativer Kolonisation wie *Carex panicea*, *C. fuscica* oder *C.echinata* fehlen hier. Keine der Hochmoorarten ist in der Lage, während der Weideruhezeit einen Vegetationsschluß wiederherzustellen oder auch nur die Deckung nennenswert zu erhöhen.

Nasse und reine organische Böden verformen sich zwar leichter, bei geringer Trittfrequenz können sich andererseits die einzelnen Hufeindrücke aber rascher rückbilden als in an sich trittstabileren Anmooren mit hohen plastischen Lehnteilen.

Auswirkungen auf die Moor-Morphologie und den trophischen Moortyp

Oberflächliche Ausspülung und Kammeisbildung in Frostwechselperioden vertiefen zusätzlich die durch Viehtritt geöffneten "Schlenken" bzw. Bult-Basis-Flächen. Trittsistente Horste und Torfpakete heben sich damit stärker heraus (sehr deutlich z.B. in einem Hangquellmoor an der Langhalde N des Bannwaldsees/OAL, vor 1979 im Quellhangmoor am Kienbach SE Erling/STA). In Extremfällen kann die weideausgelöste Torfausspülung bei Starkregen

zu bräunlichen Schlammfluten führen, wie sie PAUL in den 30er Jahren aus dem Priesbergmoor/BGL schildert. BUNZA (1978) maß in einem beweideten Braunseggenried der Grasgehrenalpe/OA bei einem 1-stündigen simulierten Regenereignis Oberflächenabflüsse von 58 bzw. 75 % mit einem Gesamtabtrag von 56 g/100 m² bzw. 352 g/100 m².

Schmelzwasserbäche graben sich insbesondere auf ihrem Weg durch weidegeschädigte Gebirgsmoore vertikal und lateral in die Torfe ein, so z.B. am Hohen Hädrich (BÜCHER 1987) und W Rohrmoos/OA.

Unter bestimmten topographischen und klimatischen Voraussetzungen verändert die trittausgelöste oder -verstärkte Erosion langfristig die Mooroberflächenform (siehe unten).

Hangmoorkörper in Hochniederschlags- und Starkregengebieten des Gebirges können als Folge dieser anthropogen gesteuerten Abbauprozesse allmählich fast ganz abgebaut werden, bis schließlich nur mehr einzelne isolierte Torfhorste daran erinnern ("Hochmoorruinen" z.B. Obere Hörnle-Alpe N Balderschwang, Scheunalpe/OA, Schönbergalpe am Riedbergpaß/OA, N des Piesenkopfes/OA, auf der Lärchkogelalm/TÖL, an der Baumoos- und Ackeralm/RO).

Einige einst geschlossene Moorkörper der subalpinen Stufe wurden als Folge der weidewirtschaftlichen Destabilisierung und Schwendung der Moorbstockung wie auch der alpwirtschaftlich bedingten Freistellung der Oberhänge durch Hangbäche und Wasserrinnen im Laufe von Jahrhunderten regelrecht entzweiggeschnitten, so z.B. bei der Schwarzwasserhütte in den Allgäuer Alpen.

Auf mächtigeren Torfen insbesondere am humiden Alpenrand und auf Alpenmooren kann jahrzehntebis jahrhundertelange Beweidung Rüllensysteme (d.h. nicht vom Menschen eingerichtete oberflächliche Moorabflußrinnen) stärker herausmodellieren oder entstehen lassen (RINGLER 1981), die im Luftbild oft eine eindeutige Trennung beweideter und gemähter Moorbereiche ermöglichen. Auffällige Beispiele finden sich in der Eschenloher Gemeineweide (FAAS 1994), östlich des Eichsees im Kochelseemoos (mutmaßlich früher auch beweidet; heute Streu- und Futterwiesen; Rülleneintiefung wahrscheinlich durch Tieferlegung der Erosionsbasis durch Kochelseeabsenkung und Loischeintiefung zu Anfang des 20. Jahrhunderts begünstigt), im Hangmoor bei der Prinschenhütte/OA, im Benediktenwandvorland/TÖL und in vielen anderen Gebirgsmooren insbesondere des Allgäus.

Rüllensysteme fehlen aber auch den seit langem unbeweideten Hochmooren nicht völlig.

Den Mechanismus der weidebegünstigten Rüllensysteme erklärt FAAS (1994) folgendermaßen: Weidetritt löst geschlossene Vegetationsdecken stellenweise in zahlreiche Kleinbulte auf. Die Hufe lockern beim Herausziehen die oberflächennahen Torfe. Die entstandenen Wundstellen unterliegen durch Starkregen und Frostdynamik (Kammeisbildung) einer verstärkten Erosion, die entlang vorgezeichneter

Eintiefungen zu Rinnenbildung führen kann. "Wer einmal eine Rülle gesehen hat, nachdem eine Pferdeherde hindurchgaloppiert ist, wird die Theorie einer erhöhten Erosionsanfälligkeit solcher Bereiche nicht mehr ernsthaft bestreiten können" (FAAS 1994, S.174).

Derartige Rinnensysteme können sich hangaufwärts verzweigen, so etwa im stark weidebelasteten "Kraftermoor" des Röthelmooses/TS, auf der Felleralm/TÖL, am westlichen Mooreinhang des ehemaligen Rohrsees im Kochelseemoos oder im Birkachmoor auf der Unteren Wilhelminenalpe/OA.

"Weiderüllen" schließen örtlich auch an alte Entwässerungsgräben an, deren Entwässerungswirksamkeit sie erhöhen; sie sind dann nichts anderes als rückschreitende Erosionslinien, die durch menschliche Eingriffe ausgelöst werden. Beispiele: Kematsrieder Moor bei Oberjoch/OA, Eschenloher Gemeinweide; möglicherweise deuten auch grabenverlängernde Rüllen im Weidfilz (Name !) bei Staltach/WM auf eine frühere Weideperiode.

Auf den alten Moorweiden mit nicht zu geringmächtiger Torfunterlage differenzieren sich die Standortverhältnisse in nässere, z.T. schlenkenartige Rüllenzonen/Kleinmulden und ausgedehntere, wechselfeuchte bis -trockene, kuppen- bis kleinplateauartige "Hochlagen" (FAAS 1994). Je nach trophischem Moortyp können die Sekundärrüllen kalkoligotroph (z.B. Lainbachschwemmkegel bei Pesenbach/TÖL, Hangmoor bei Staltannen/WM), zwischen- und hochmoorartig sein (z.B. Kematsrieder Moor bei Oberjoch sowie Roßkopf bei Hindehang/OA).

Das Ausmaß der Kleinmodellierung hängt natürlich vom Höhenunterschied und von der Nähe zur Erosionsbasis (Vorfluter, Wandstufe, Doline), sowie von der Höhenlage (Intensität der Schmelzwasser-, Regenwasser- und Frosterosion) und der Hangneigung bzw. Hanglage ab. Beweidete Karunterhangvermoorungen sowie dolinenumkränzte Hochlagen-Hangmoore, die von Oberhangabflüssen angegriffen werden können, sowie nach mehreren Seiten steil abfallende Sattelmoores sind deshalb häufig am stärksten zerschnitten oder in verstreute, 1-2 m hohe Resttorfinseln aufgelöst (z.B. Seifenmoos bei Almagmach/OA, Priesbergmoos und Gotzenalm/BGL, Schönbergalpe, Windecksattel und Ziebelmoos/OA).

Größere, durch Rüllenbildung oder Gräben stärker austrocknende Torf-"Hochflächen" in Moorweidegebieten sind auch stärker intensivierungsgefährdet (Mineraldüngung z.B. bei Eschenlohe).

Eine morphologische Eigentümlichkeit über lange Zeit beweideter Hangmoore sind Abtreppungen in relativ geringmächtigen (bis 1m) Torfen über tonig-mergeligem Gestein zwischen ca. 1200 und 1500 m Meereshöhe, die jeweils stark von Jungrindern abgetreten sind (z.B. Hangmoore der Oberen Alpe im Osterbachtal/OA). Der Entstehungsmechanismus (Solifluktion? Rückschreitende Weideerosion?) bedarf noch der Klärung.

Viel weniger offensichtliche (mikro)morphologische Trittwirkungen (abgesehen von Trittpfaden

entlang der Weidezäune) erleiden mineralische oder anmoorige, nur wechselfeuchte bis -wechsellasse ehemalige Streuwiesen, z.B. bei Untermühlberg am Ostrand des Ellbachmooses/TÖL, oder auch etwas vorentwässerte Torfe (z.B. NE Obersöchering/WM, bei Eschenlohe/GAP) sowie Hangvernässungen der Keuper-Lias-Region (z.B. *Carex distans*-Fluren S Absberg/WUG). Allerdings ändert sich der Bodenwasserhalt, womöglich auch die Wasserrückhaltefähigkeit durch Verdichtung.

Die Strukturvielfalt bestimmter extensiv beweideter Übergangsmoore, z.T. auch Kalkniedermoores beruht auch auf einer eigentümlichen Bultbildung, deren Entstehungsmechanismus wenig mit den oben beschriebenen Vorgängen zu tun hat. Vor allem minerotrophe Spirkenfilze mit lockerer Bestockung enthalten häufig 0,5-2 m hohe, spitzkegelige bis kissenförmige Torfmoosbulte am Stammfuß einzelner Spirken oder Fichten oder um stark verbissene Kleinfichten, die als "Minihochmoorinseln" aus Zwischenmooren, Braunmoosstufenkomplexen oder sogar Kalkflachmoorbeständen aufragen, so z.B. im Wannenfilz am Bannwaldsee, im Litzau- und Schlauchfilz bei Steingaden, am NE-Rand des Premer Filzes/WM (RINGLER 1977, STEGMAIER 1982). Im Stammbereich kann sich Bultvegetation ungestört entwickeln, da das Weidevieh hier den Boden wegen des dichten Gezweigs schlecht erreichen kann oder aber bevorzugt die jungen, äußeren Sprosse abbeißt (sparrig verzweigter Sproßbau von Jungfichten und Spirken). Der starke Verbiß verringert die Chance junger Baumspößlinge, sich durch Höhenwachstum der tödlichen Überwucherung mit Bulttorfmoosen zu entziehen. Gleichzeitig bieten Stämme und Krüppelzweige den aufwachsenden Sphagnen mechanischen Halt. Die Beweidung kann hier also als förderlich für das Bultwachstum angesehen werden.

In diesen Staurengengebieten mit ihrer relativ großen Deposition von Säurebildnern, (1 bis über 3 mg NO₃⁻/l, Niederschlags-pH 4,4 - 4,6; STEGMAIER 1982) kann das Torfmooswachstum auch durch die konzentrierende/auskämmende Wirkung der Moorgehölze (Traufniederschläge, von Zweigen abgefangenes Niederschlagswasser), des sauren Stammblaufes und der sauren Reaktion der Koniferenborke (vgl. LPK-Band II.14 Einzelbäume und Baumgruppen) gefördert werden.

Das Beziehungsgeflecht Beweidung - Moorentwicklung erscheint noch enger, wenn man annimmt, daß die Keimung der das Bultgerüst bildenden Spirken und Fichten durch Narbenlöcher (Weidetritte) begünstigt wird, mithin also bereits die Verteilung und Dichte der termitenhügelartigen Stammbulte eine indirekte Beweidungsfolge sein kann. Dann könnte man von weideinduzierter Bultbildung sprechen. Zunächst offen bleiben muß die Frage, ob die heutige Verteilung und Größe der Stammbulte in den Moorweiden ein Fließgleichgewicht widerspiegelt, das weit in die Vergangenheit zurückreicht, oder ob es sich um Indizien für jüngere Bestoßrückgangphasen mit verstärktem Gehölzaufwuchs handelt. Es fällt auf, daß die Bestockung in jahrzehntelng stark

und regelmäßig beschlagenen Moorweiden, so auf vielen Allgäuer Alpen und bei Eschenlohe, viel geringer ist und die Baumbulte weniger deutlich sind.

Von vielen Moorweiden ist ihre frühere Zweitnutzung als Streuwiesen und eine rezent stark zunehmende Bestockungstendenz (GEYER & KRAUS 1994) bekannt. Es wäre durchaus denkbar, daß minerotrophe beweideten Baumbult-Filze des Ammergäues und südlichen Ostallgäues einst stärker geschwendet und teilweise als offene Streuflächen mitgenutzt wurden und mithin ihr heutiges Bestockungs- und Bultmuster einen durch Weide- und Nutzungsrückgang ausgelösten Verhochmoorungsvorgang anzeigt. RINGLER (1977) und STEGMAIER (1982) stellten fest, daß minerotrophe alpennahe Spirkenfilze in der gegenwärtig üblichen extensiven Beweidungsart und unter den heutigen Immissionsbedingungen eine rezente Ausbreitung ombrotropher Arten (STEGMAIER spricht sogar von "Hochmoorausbreitung") aufweisen. Im Heimweidegebiet Trauchgau-Buching/OAL liegen die durch besonders hohe und isolierte Bulte auffallenden Moorweiden zumindest teilweise in jenem Bereich, der durch die Alpviehverlagerung aus dem Halblechsanierungsgebiet (Wald-Weide-Trennung) in den 70er Jahren eine deutliche Bestoßerhöhung erfahren hat.

Einstampfen von Bulttorfmoosen, Blockierung der "Verhochmoorung":

Allem Anschein nach überlagert sich dem geschilderten Mechanismus der Bultbildung im Schutz von Moorkoniferen ein weiterer weidebedingter Vorgang: Teppiche von Hochmoor-Torfmoosen, die sich möglicherweise in Brache-, Streurückgangs- oder Weiderückgangsphasen bildeten (vgl. BRAUNHOFER 1978) oder früher kaum bestoßen waren, können bei bestimmten Beweidungsintensitäten ebenso unterdrückt werden wie durch Mahd und Miespickeln. Bestimmte Nieder- und Zwischenmoorstadien können dadurch bis zu einem gewissen Grade stabilisiert werden. Hochmoornahe Zustände können dadurch moorökologisch ein Stück in Richtung Niedermoor gerückt werden.

Die oben skizzierten "Baumbulte" können auch hierdurch relativ stärker herauspräpariert worden sein. Vielleicht erklärt dieser Vorgang zusammen mit einer kleinflächig variablen (Moos-)Streugewinnung auch teilweise die

- auffallende Koinzidenz minerotropher, stellenweise geradezu kalkoligotropher Spirkenfilze mit alten Moorweiden
- das abrupte und kleinteilige Nebeneinander von Kalkflachmoorbeständen (z.B. Kopfbinsenrieden) und großen spirkenbestandenen Hochmoorbulten, z.B. am Schmutterweiher/OAL, im Sauwald und bei Staltannen/WM.

Eutrophierung

Bleiben zusätzliche Düngung und Zufütterung aus, so kommt es allein durch Beweidung im Moorbereich kaum zu flächigen Eutrophierungserscheinungen. Zwar produziert eine Kuh in 24 Stunden ca. 26 kg Kot (mit 0,3 % N, 0,2 % P₂O₅ und 0,1 % K₂O)

in durchschnittlich 16 Fladen, außerdem 15 kg Harn (mit 0,6 % N, 0,05 % P₂O₅ und 1,3 % K₂O), doch

- werden diese Nährstoffmengen ja nicht von außen importiert (Ausnahme: gedüngte Schlaganteile können mitbeweidet werden); Kot von "Moor-Rindern" ist außerdem nährstoffärmer
- werden höhergelegene trockenere Weideteile, falls verfügbar, als Lager- und Abkotplatz bevorzugt
- reicht die nachweisbare Düngewirkung im allgemeinen nur wenige cm über den Fladenrand hinaus (VOIGTLÄNDER 1950)
- entweichen erhebliche Nährstoffmengen in die Luft, es tritt also in der Gesamtbilanz eher eine Aushagerung ein (VOIGTLÄNDER 1950).

Überdies zeichnen sich Hochmoortorfe, undurchschlickte Niedermoorortorfe und reine Quellkalke durch geringe Verfügbarkeit/Sorptionsfähigkeit bzw. starken Mangel an P und K aus. Fehlen diese limitierenden Nährstoffe in der Bodenlösung, wirkt eingetragener Stickstoff auf die Moorvegetation nur gering oder gar nicht.

Im Übergangsmoor der Eschenloher Gemeindeweide fand FAAS (1994) nur stellenweise und meist kleinflächig Ansammlungen von Nährstoffzeigern, im Bereich des CARICETUM FUSCAE z.B. auf den von Borstgrasrasen eingenommenen, vom Vieh als Lagerstellen bevorzugten trockeneren Kuppen. Die größerflächige Verschiebung von Braunseggen-sümpfen zu Flatterbinsengesellschaften (EPILOBIOJUNCETUM GLAUCI) führt FAAS (a.a.O.) in erster Linie auf zusätzliche Mineraldüngung zurück. Vermutlich etwas eutrophierungsanfälliger sind dagegen mineralisch durchschlickte Niedermoorbereiche, z.B. in Loissachnähe des Murnauer Moorbeckens. Aber selbst hier scheint es trotz des vermehrten Auftretens einzelner schwacher Nährstoffzeiger nicht zu einer erheblichen Bestandesdegeneration zu kommen (FAAS). Allerdings läßt sich oft nicht eindeutig entscheiden, ob ein beweideter Moorrandstandort durch Beweidung oder Düngung eutrophiert wurde (STROHWASSER 1995).

Eutrophierungsanfällig sind dagegen Anmoore (humusreiche Mineralböden mit maximal 30 % organischer Substanz und reichlich P und K). Wo die Faktoren

- N-reicher Kot,
- im Boden verfügbarer P und K, günstige pH-Werte,
- nicht zu extremer Wasserhaushalt und günstige Bodensauerstoffversorgung

zusammentreffen, beobachtet man häufig einen deutlichen "Intensivierungseffekt" und Vegetationsumbau durch Beweidung. Allerdings ist die Trennung zwischen Weide-Eutrophierung und gezielter Düngung der meist moorrandlich gelegenen Anmoorstandorte i.d.R. sehr schwierig.

Nährstofftransfers von eutrophen zu oligotrophen Flächen durch den Weidebetrieb spielen nach Einschätzung von FAAS (a.a.O.) zumindest im Eschenloher Bereich eine nur untergeordnete Rolle. Allerdings hält BÜCHER (1987) im Hörmoos bei Ober-

stauen die Düngereinschwemmung in die Alpmoore für geringfügiger als die Nährstoffverlagerung über die sich bewegenden Rinder. RINGLER (1981) differenziert die nährstoffökologische Gesamtsituation beweideter Mittelgebirgsmoore und -streuweisen nach der Weideorganisation:

Zeitweise stationäre Beweidung eines Moorausschnittes ohne Ausweichmöglichkeit des Jungviehes auf Mineralböden (z.B. im Schwangauer Weidengossenschaftsgebiet bei der Roßhütte/OAL) führt ohne Zufütterung zu keiner Gesamteutrophierung, gibt aber die relativ gleichmäßig vom Vieh aufgenommenen Pflanzennährstoffe in unregelmäßig-fleckenhafter Form (Geilstellen) wieder ab, erkennbar an Nährstoffgeigern. Die Moorvegetation diversifiziert sich.

Stationäre Beweidung mit Zufütterung: Unterstellt man volle Ausnutzung des Aufwuchses, so ernährt 1 ha eines JUNCO-SCIRPETUMS (von Rasenbinse und Sparriger Binse gekennzeichneter Anmoorstandort) nur 1 - 2 Großvieheinheiten in 100 Tagen (579 Kilostärkeeinheiten, 1,03 dt verdaul.Rohprotein/ha.Jahr; SPATZ 1970). Um diesen Besatz auf das Leistungsniveau einer Kammgrasweide, also auf das 3-4-fache zu steigern, wäre lediglich eine Zufütterung von 30-40 dt cobs (Heubriketts mit einem Nährwert von 465-540 Stärkeeinheiten/kg Trockenmasse und 75-110 g Rohprotein/kg Trockenmasse) erforderlich. Es erstaunt daher nicht, daß in immer mehr wegeerschlossenen Moorweiden insbesondere des Gebirges die Futterdefizite durch Zufütterung (und Lecksalz-Auslegen als Mineralstoffausgleich) ausgeglichen werden. Das Mit-Einkoppeln leistungsfähiger Mineralbodenstandorte wird dadurch weniger dringlich. Beispiele: Hang- und Sattelmoore im Gebiet der Bolgenalpe in der Hörnergruppe/OA. Hier kann der Stoffimport den -export (via Exkrementenvergasung, -abspülung und Fleischzuwachs) übersteigen. Wie bei der Düngung herrscht eine Tendenz zur Eutrophierung.

Düngung: Nicht zu verschweigen ist andererseits, daß gerade in einigen großen Genossenschafts- oder Gemeinschaftsweiden sowie auf gut erschlossenen Almen/Alpen weniger nasse und/oder mineralische Teilflächen immer wieder mit Handels- oder organischen Düngern intensiviert werden (z.B. Eschenlohe, Rieder Gemeinschaftsweide bei Kochel, Dinigörge- und Kindsbangetalpe, Hörmoos und Straußbergmoos/OA, Hemmersuppenalm/TS, Lenenalm/TÖL, Altenauer Moos/GAP; vgl. BRUDI 1995). So z.B. werden die Flachmoore der Steinhädrichalpe/OA immer wieder mit Gülle und Mist, diejenigen der Hemmersuppenalm/TS mineralisch gedüngt.

Solchen Weideintensivierungsmaßnahmen (oft mit Dränung verbunden) sind wahrscheinlich naturschutzwichtige Pflanzenvorkommen zum Opfer gefallen, z.B. die Rote Fetthenne (*Sedum villosum*) im Hopfner Wald/OAL und die Stricksegge (*Carex chordorrhiza* in 1300 m Höhe (!) im Hädrichgebiet/OA. Einschlägige naturschutzfachliche Kontrolle ist wegen der Schlagausdehnung, der Unauffälligkeit der Veränderungen und des Fehlens beweis-

sicherungsfähiger Großmaßstabkartierungen viel schwieriger als bei scharf und eindeutig abgrenzbaren Streuwiesenparzellen. Zudem herrschen oft Eutrophierungsgradienten und kleinteilige Mosaik vor, die eine 6d1-Abgrenzung erschweren.

Aufdüngungs- und Entwässerungsversuche wurden auch in neuerer Zeit sogar auf intakten Mooren durchgeführt, besonders wenn sie (halb)inselartig in Mineralbodenweiden vorragten (so z.B. ein Zwischenmoor nahe der Winklmooskirche/TS). An diese aus landwirtschaftlicher Sicht nutzlos gebliebene Aktion erinnern heute noch Wiesenkleebestände zwischen nach wie vor dichten Torfmoosteppichen. An anderen Stellen wurden die Bemühungen durch Massenausbreitung der futterbaulich fast wertlosen Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*) "belohnt" (z.B. Wasserscheidalpe/OAL, Röthelmoosgebiet/ TS).

2.1.1.4.3 Auswirkungen der Moor- und Streuwiesenbeweidung auf Vegetation und Flora

Weidebedingte Vegetations- und Florenänderungen resultieren grundsätzlich aus

- Standortveränderungen (Bodenwasserhaushalt, Kleinrelief, Verdichtung mit Folgen für den Oberflächenabfluß, Exkreme etc.; siehe oben)
- Effekten der Futterselektion (Aussparen sehr faserreicher, giftiger oder wegen Niedrigwüchsigkeit kaum befressbarer Arten)
- Verbiß, Herausreißen (insbesondere bei Pferden), Zertrampeln und sonstige direkte Schädigung der Pflanzen
- Nutzungszeitpunkt.

Sie hängen wesentlich vom Befraß/Vertritt-Verhältnis auf einem Standort ab. In weidewirtschaftlich wertlosen Pflanzenbeständen (z.B. Kopf- und Rasenbinsengesellschaften) verbleiben u.U. völlig unbefressene Horste zwischen ständig neu zertrampelten Trittsuhlen. Das floristische Resultat ist im Extremfall geprägt durch Brache-Effekte auf den Resthorsten und Totalschädigung in den Trittlöchern. Aber auch das Gegenextrem ist möglich: eine der Mahd vergleichbare Konkurrenzverschiebung zugunsten schönblütiger Rosettenpflanzen (z.B. Mehlprimel, Fettkraut) auf trittfesteren Standorten mit rinderverwertbareren Arten.

Wie reagieren Arten und pflanzliche Lebensformen auf den Bestoß ?

Die Reaktion von Arten oder Gesellschaften ist nicht immer mit "Beweidung" sondern nur mit ganz bestimmten Weide-Regimes und -Intensitäten, Boden- und Höhenvoraussetzungen erklärbar. Beispiele: Die Davallsegge kann sich weidebegünstigt zwar auf tiefmontane bis kolline MOLINION-Standorte ausbreiten (FAAS 1994); in hochmontanen Alpriedern bei deutlich höherer Bestoßintensität scheint sie aber zurückzugehen (HACKER 1985). Der Kalk-Enzian *Gentiana clusii* verschwindet zwar in zertrampelten Quellmoorstreuweisen, auf trittfesteren mineralischen bis anmoorigen Feuchtweiden kann er aber mit bestimmten (Schaf-)Beweidungs-

formen gut zurechtkommen (vgl. 2.1.1.5). Purpur-, Punkt- und Koch-Enzian (*Gentiana purpurea*, *G. punctata et acaulis*) besiedeln zwar beweidete alpine Moore, dies aber erst im Abbau-Endstadium, wenn sich auf den ausgetrockneten Resttorfkörpern Borstgras-(Rasenbinsen-) Gesellschaften ausbreiten.

Negative oder positive Reaktionen hängen natürlich stark von der Morphologie und Lebensform der Art, d.h. dem Sproßaufbau, der Festigkeit der oberirdischen Organe, der Vermehrungsweise und anderen Eigenschaften ab.

Viele der folgenden Aussagen gelten nicht überall. Ausnahme- und Sondersituationen können aber mangels Textraum und gesicherter Erkenntnis nicht immer erwähnt werden.

Zu den weidebegünstigten Arten können gehören:

- (Moor-)Pflanzen mit kräftigen, tiefliegenden Rhizomen (z.B. *Carex lasiocarpa*) und kräftigen Horsten (z.B. *Schoenus nigricans*, *Juncus inflexus*); sie sind relativ trittresistenter als etwa Arten, deren Präsenz auf relativ rascher generativer Populationserneuerung beruht, die also das Abbeißen oder Zertreten der generativen Fortpflanzungsorgane viel schlechter abpuffern als ausläufertreibende bzw. sehr langlebige Horstpflanzen.
- Vernässungszeiger wie *Eleocharis uniglumis*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex rostrata*, *Ranunculus flammula*, *Juncus bulbosus*, *Lycopus europaeus*, *Hypericum tetrapterum*, *Mentha aquatica* die auf Verdichtung und Sekundärvernässung positiv reagieren
- Zeiger verdichteter und vernäbter Pionierstandorte wie *Juncus squarrosus*, *Blasmus compressus*, *Triglochin palustre*, *Carex lepidocarpa*, *C. serotina*, *C. distans*, *Juncus articulatus*, auf sauren Torfen auch *Rhynchospora alba* und *Carex echinata*.
- bei mäßiger Beweidungsintensität auch konkurrenzwächere Rosettenpflanzen wie *Pinguicula vulgaris*, *P. alpina* (vgl. BRUDI 1995),
- rasch ausläufertreibende Pionierarten wie *Carex panicea*, *Agrostis canina*
- niedrigwüchsige, rosettige und relativ kurzlebige, z.T. vor Weideauftrieb abblühende generativ fortgepflanzte Arten, z.B. die Rosettenpflanzen Fettkraut, Mehlprimel, *Leontodon hispidus* ssp. *hastilis*, *Hieracium lactucella*
- Zeigerarten der Austrocknung saurer Torfe bzw. einer möglichen Entbasung stark mikroreliefierter, kleinflächig austrocknender Torfe. Das Borstgras dringt bei starker Beweidung im Gebirge nicht nur in trockenere Hochmoore, sondern auch in Kalkflachmoore (Davallseggenrieder) ein (SPATZ 1970, HACKER 1985).
- Weideunkräuter und rinderungenießbare Arten wie Weißer Germer, Sumpfkrautzdistel, Roßminze, Schwalbwurzenzian.

Zumindest in einzelnen Moorweidegebieten treten bestimmte Arten auffällig häufig auf, sodaß unter den **örtlichen** Standort- und Nutzungsbedingungen eine direkte oder indirekte Begünstigung wahr-

scheinlich ist; z.B. *Sphagnum subnitens* (Eschenloher Gemeindeweide, FAAS 1994), Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*), Kriechsellerie (*Apium repens*), Knotenmastkraut (*Sagina nodosa*) und Erdbeer- (Klee) (*Trifolium fragiferum*)..

Im allgemeinen weideempfindlich reagieren Arten :

- deren Individuen nur wenige Jahre leben und sich durch Samen erneuern müssen, so z.B. *Molinia coerulea*, *Carex davalliana*. Bei vorzeitigem Verbiß werden die auf generative Vermehrung angewiesenen Pflanzen durch sich vegetativ ausbreitende und womöglich durch Tritt begünstigte Arten sukzessive verdrängt.
- mit überlebenswichtigen Speicherorganen an der Bodenoberfläche, z.B. Pfeifengras
- mittelspäter Blütezeit, die durch sommerlichen Verbiß und Vertritt geschwächt werden, z.B. *Galium boreale*, *Laserpitium prutenicum*, *Stachys officinalis*, *Serratula tinctoria*

Die Verlängerung (Vergeilung durch Kuhfladen) wird gelegentlich überschätzt. Auf montanen und subalpinen Mooren keimen im Geistellenbereich zwar regelmäßig Nährstoffzeiger wie das "Fladenmoos" *Splachnum ampullaceum* (welches Mischsubstrate aus Torf und Exkrementen bevorzugt), Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*) oder Rotklee (*Trifolium pratense*), überwiegend jedoch Magerkeitszeiger wie *Anthoxanthum odoratum* (ringförmig am Rand ehemaliger Fladen), *Briza media*, *Potentilla erecta*, *Molinia coerulea* u.a. (eigene Beob. im Ammergau, BÜCHER 1987, FAAS 1994).

Mit Mist oder Gülle angedüngte Moorweidebereiche geben sich durch Scharfen Hahnenfuß (*Ranunculus acris*), Brunelle (*Prunella vulgaris*), Rot-schwinoel (*Festuca rubra*), Rotklee (*Trifolium repens*), Kammgras (*Cynosurus cristatus*) und andere Arten des Wirtschaftsgrünlandes zu erkennen.

Innerhalb hochmoorartiger Vegetation und Mooren mit eindeutiger Ausbreitungstendenz von Hochmoorarten führt Beweidung zur

- Schädigung von Baumanflug und (ggfs.) des aus minerotrophen tiefen Torfschichten herauswachsenden Schilfes ("Schichtwasser Moore"); bei unregelmäßiger und schwankender Bestoßung möglicherweise aber auch zu verstärktem Gehölzaufkommen durch Keimungserleichterung (vgl. RINGLER 1977)
- Einwanderung minerotropher Nieder- und Zwischenmoorarten in den eingetieften Trittspuren, z.B. *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*,
- stärkeren Herausbildung von ombrotrophen Bult- und minerotrophen Sockelbereichen (siehe oben)
- großen mikrostrukturellen Vielfalt.

Auf Hoch- und Zwischenmooren kann Bestoßzunahme die Sphagnum-Decke weitgehend oder völlig zum Verschwinden bringen, so z.B. auf dem Kamm-Moor am Ochsenkopf in der Hörnergruppe, auf der Sigiswanger "Herd" (= mundartl. für Kammvermoorung) oder auf dem Hörmoos/alle OA, wengleich die höhenklimatische Hemmung des

Moorwachstums in den Hochlagen (natürliche Stillstands- und Erosionskomplexe) nur schwer vom Weideeinfluß getrennt werden kann. Dank tiefliegender Rhizome können sich weniger trittempfindliche Seggen wie *Carex lasiocarpa* und *C. rostrata* auf entstandenen Kahlstellen ausbreiten, vielleicht sogar neu ansiedeln (deutlich zu sehen am Ochsenkopf und im Hädrich-Moorgebiet/OA).

Die Regenerationsmöglichkeit der Vegetationsdecke während der weidefreien Zeit (auf Moorbergen etwa von Mitte September bis Mitte Juni) hängt vom mechanischen Belastungsgrad ab. In vielen beweideten, nicht zu nassen Flachmoorgesellschaften mit dichter Durchwurzelung und geringer Einsinktiefe der Hufe schließen sich Trittschäden u.U. recht gut (BÜCHER 1987).

Trittresistentere Arten wie *Nardus stricta*, *Carex echinata*, *C. panicea* und *Agrostis canina* schieben sich allerdings nach vorn. Die Hirschen- und Gelbsegge (*Carex panicea*, *C. flava* agg.) wachsen stärker rosettig.

Die Beweidung ändert natürlich nicht nur die Artenzusammensetzung, sondern reduziert häufig den Durchwurzelungs- und Bedeckungsgrad der Vegetation, die Vitalität, Blühwilligkeit, Wuchshöhe und Phytomasse vieler Pflanzenarten.

Das normalerweise horstige Rasenhaargras (*Trichophorum caespitosum*) verändert unter starker Tritteinwirkung seine Wuchsform: es löst sich rasig oder in Kleinhorste auf. Auf stark beweideten Mooren treibt es (ebenso wie die Fadensegge und andere *Cyperaceen*) etwa 1/3 kürzer aus als in unbeweideten (BÜCHER 1987).

Stark beweidete Zwischenmoore höherer Lagen können 3/4 ihrer Wurzelmasse einbüßen; auch nach 10 Jahren Auszäunung erreicht die Wurzelmasse u.U. erst 30 % des Ausgangswertes (BÜCHER 1987).

Latschen in stark bestoßenen Hochmooren weisen deutlich weniger Nadeljahrgänge auf, Zweige werden z.T. abgeissen, Wurzeln geschädigt (BÜCHER 1987).

Wie reagieren Pflanzenartenvielfalt und Pflanzengesellschaften ?

Viele Moorweiden sind etwas artenärmer als vergleichbare Streuwiesen und unbeweidete Moore (FAAS 1994, HACKER 1985, BÜCHER 1987, BRUDI 1995). Dies berechtigt jedoch nicht zu dem Diktum "Beweidung bedeutet stets Artenverarmung". Denn beweidete Übergangs- und Kalkflachmoore mit nutzungsbedingt kleinräumigem Nebeneinander verschiedener Trophiestufen können aufgrund ihrer extrem hohen Strukturdiversität artenreicher sein als benachbarte Streuwiesen. Beispielsweise fand STEGMAIER (1982) die höchste Artenzahl (62) aller seiner Ammergauer Streuwiesen-Aufnahmen im beweideten Litzau-Filz bei Steingaden.

Bei extensiver Beweidung mit nur mäßiger mechanischer Belastung können Artenwechsel und feinkörnige Artenverteilungsmuster, die natürliche

Standortgradienten und Mikrostandortsmosaik abbilden, besser erhalten bleiben als unter anderen Nutzungen oder Brache. Ein schönes Beispiel hierfür liefert der Quellmoor-Schwemmkegel-Halbtrockenrasen-Gradient am Lainbachunterlauf im Kochelseemoos ("Riederalm"). Hier ist das vielfältige, sehr artenreiche Mosaik aus initialen Kopfbinsen-, Schneidried-, Quellschlenken-, Schotterflur- und Halbtrockenrasenfragmenten auch deshalb so transparent, weil der Weichholzaufwuchs durch Verbiß und Schwendung immer wieder zurückgedrängt wird.

Verglichen mit standortähnlichen älteren Streuwiesenbrachen ist die Artenzahl in der Regel wesentlich höher.

In vielen Moorweidegebieten ist auch die kleinstandörtliche Heterogenität und damit die Diversität deutlich unterscheidbarer und scharf abgegrenzter Vegetationstypen pro Flächeneinheit deutlich höher als in standortäquivalenten Streuwiesen(brachen). (FAAS 1994).

Die floristischen Verschiebungen können sich innerhalb von Assoziationen abspielen, aber auch den Gesellschaftscharakter völlig verändern, ja sogar Verbandsgrenzen überschreiten. Mehrfach pro Jahr bestoßene Moorweiden sind durch selektiven Verbiß relativ kräuterarm und (sauer)grasreich.

Kopfbinsenrieder (*Schoeneta*) werden kaum befressen und nehmen bei mäßiger Weidedichte den Charakter von nur leicht trittbeeinflußten Brachen an. Konkurrenzschwächere, in erster Linie generativ vermehrte Arten werden benachteiligt. In lange beweideten Kopfbinsen-Flachmooren kann die Rasenbinse *Trichophorum caespitosum* ssp. *caespitosum* auffällig angereichert sein (FAAS 1994). Hängige Kopfbinsenrieder mit (vorübergehend) sehr hoher Besatzdichte zeigen allerdings extrem hohe Trittschäden; Hochstauden und Binsen breiten sich vor allem nach Beweidungsende in den Trittsuhlen massiv aus (z.B. Kienbachtal/STA, Berg/TÖL).

An hochwüchsigen Kräutern reiche wechselfeuchte Pfeifengraswiesen entwickeln sich physiognomisch und botanisch in Richtung auf Kleinseggenrieder, wiewohl i.d.R. auch MOLINION-typische Arten reliktsch erhalten bleiben. Dieser Prozeß wird durch Verdichtung und Sekundärvernässung (s.o.) begünstigt. FAAS (1994) postuliert eine beweidungsbedingte Ausdehnung der Standortamplitude der Kleinseggenrieder auf wechselfeuchte, andernorts mähgenutzte "MOLINION-Standorte". *Molinia coerulea* wird durch frühen und wiederholten Verbiß geschwächt und ausgedünnt, wenn auch nicht völlig verdrängt. Nach Auszäunung greift *Molinia* wieder um sich (schön zu sehen im Krebssee-Steinköchelgebiet des Murnauer Mooses).

In den nasseren Pfeifengraswiesen sind viele der weidebegünstigten Arten schon vorhanden, z.B. *Carex hostiana*, *C. davalliana*, *C. distans*, *C. demissa*, *C. echinata*, müssen also nicht erst einwandern.

Hochmoor- und Übergangsmoorwachstumskomplexe können sich unter relativ starker und gleichbleibender Beweidung über lange Zeiträume zu Erosions- oder Stillstandskomplexen entwickeln, die

natürlicherweise nur in höheren Gebirgslagen bekannt sind (ERIPHORO-TRICHOPHORETUM CESPI-TOSI; z.B. Eschenlohe, *Sphagnum compactum-Trichophorum*-Gesellschaft. In diesem Veränderungsprozeß werden *Sphagnum magellanicum, cuspidatum* und *rubellum* zurückgedrängt und *Sph. tenellum* sowie *Sph. compactum*, z.T. auch *Sph. papillosum* begünstigt (FAAS 1994). Schnabelbinsengesellschaften (RHYNCHOSPORETUM ALBAE; mit Sumpfbärlapp) können auffällig gefördert werden, in dauernassen Vertiefungen auch die seltenere *Rhynchospora fusca*.

Im Stadium starker kleinformologisch-hydrologischer Degradierung von Übergangs-, vielleicht auch Niedermooren bilden sich anstelle einstiger Torfmoos-Bergkiefern-Gesellschaften, Fichtenhochmooren, (Herzblatt-)Braunseggenriede, möglicherweise auch torfiger Davallseggenriede insbesondere im Alm-/Alpbereich (z.B. Röthelmoos/TS, Obere Hörnle-Alpe bei Balderschwang/OA) sogar Borstgrasrasen heraus. Kennzeichnend für die Moorrandbereiche alpiner Hoch- und Übergangsmoore insbesondere auf kalkarmen Mineralböden ist das JUNCO-SCIRPETUM, die Gesellschaft der Sparrigen Binse (SPATZ 1970), so z.B. auf der Gindelalm-Neureuth/MB und in der Allgäuer Nagelfluhkette.

In feuchten Rüllen des Alpenrandbereiches und Alpenvorlandes können nach FAAS (1994) Initialgesellschaften des Verbandes (CARICION DAVALLIANAE) gefördert werden, so etwa die Hirsen- und Gelbseggenesellschaft (CARICETUM PANICEO-LEPIDOCARPAE) oder die Gesellschaft der Einspelzigen Simse (ELEOCHARIDETUM UNIGLUMIS)

Bei Eutrophierung, sei es durch direkte oder indirekte Düngung oder Ruderalisierung durch Feinerdeinschlammung und -aufwühlen, schieben sich Komponenten des LOLIO-POTENTILLION (*Agrostis stolonifera, Juncus articulatus, Festuca arundinacea, Ranunculus repens, Juncus inflexus* usw.) und der Blaubsengesellschaft (MENTHO LONGIFOLIO-JUNCETUM INFLEXI; diese vor allem in nassen Rinnen und Mulden) nach vorn. Die charakteristische Weidegesellschaft angedüngter, etwas bodensaurer Standorte ist das EPILOBIO-JUNCETUM EFUSI (FAAS 1994). Charakteristische Eutrophierungszeiger sind *Filipendula ulmaria, Lycopus europaeus, Hypericum tetrapterum, Epilobium palustre, E. parviflorum* und *Myosotis palustris* (vgl. FAAS 1994, BRUDI 1995). Gelegentlich ist auch eine weideausgelöste Ablösung von Kopfbinsenarten (vor allem *Schoenus ferrugineus*) durch die Kalkbinse (*Juncus subnodulosus*; z.B. im Hartschimmelgebiet(WM) und endlich Blaubinse (*Juncus inflexus*) zu beobachten.

FAAS (1994) versuchte eine Parallelisierung weide- und mahdgeprägter Vegetationseinheiten auf vergleichbaren Standorten aus der Sicht des Murnauer Beckens (Tab. 2/3, S. 199)

Reaktion wertbestimmender Pflanzenarten

Eine Reihe (regional) seltener und gefährdeter Pflanzenarten, deren Rückgang im Tiefland u.U. auch mit dem Aufhören früherer Naßstandortsbeweidung zusammenhängt, können regional a u c h

durch extensive Beweidungsformen begünstigt werden, ja sogar hohe Deckungsgrade erreichen (z.B. *Carex hostiana*). Hierzu gehören u.a.

- die Rote Fetthenne (*Sedum villosum*): (frühere) Beispiele im Kleinwalsertal, im Hopfner Wald/OAL (DÖRR mdl.), im randlichen Weidebereich des Wildseefilzes/WM (BRAUN mdl.) und in den Chiemgauer Alpen (NIEDERBICHLER mdl.)
- Knoten-Mastkraut (*Sagina nodosa*),
- Kriechsellerie (*Apium repens*): besiedelt die anmoorigen bis mineralischen "trittgeschädigten" Unterhangvernässungen z.B. in der Holzer Gemeinschaftsweide (WM) geradezu massenhaft
- Ruhrflohkraut (*Pulicaria dysenterica*),
- Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*), reicht beispielsweise in der Premer Gemeinschaftsweide deutlich über seine im Streuwiesenbereich übliche Standortsamplitude in den anmoorigen bis mineralisch-feuchten Bereich hinein, übersteht möglicherweise bei extensiver, konkurrenzschwächerer Beweidung eine mäßige Düngung eher als unter Streuwiesennutzung; ist in Moorweiden im Vergleich zu "vorzeitig", d.h. vor dem 15.9. gemähten Streuwiesen ebenso bevorteilt wie die Spätblüher Schwalbenwurzzenian und u.U. der Moortarant (*Swertia perennis*); Entwicklungsoptimum möglicherweise bei kombinierter Streu- und Weidenutzung; vom Vieh verschmäht
- Schwalbenwurzzenian (*Gentiana asclepiadea*): siehe Lungenenzian; diese spätblühende, ebenfalls nicht befressene "Niedermoor-Saumart" bzw. Kennart minerotropher primärer Moorwälder dringt in sporadisch beweideten, z.T. auch streugemähten Hangniedermooren der Allgäuer Alpen auffallend massiv auf offene Streuflächen vor, z.B. beim Altstädter Hof bei Sonthofen

Fakultativ können viele weitere, aus heute ungenutzten oder anderweitig genutzten Mooren bekannte Arten auch durch Rinder-Beweidung gefördert sein: mehrere Armleuchteralgen (*Characeen*) der Kalkflachmoorschlenken, *Gentiana utriculosa, Rhynchospora fusca*, (in zoogen entstandenen Nackttorfeschlenken), *Lycopodiella inundata* (dito; auch durch Beweidung ausgelöste Verdichtung und leichte Torferosion kann förderlich wirken), *Eleocharis quinqueflora, Carex distans, Trifolium spadicum* (z.B. in neu bestoßenen Extensivrinderkoppeln im Grenzstreifen bei Birx/Rhön), *Isolepis setacea*, vielleicht sogar das RL-1-Laubmoos *Scorpidium (= Calliargon) turgescens* (Buckelwiesen bei Mittenwald, Eschenlohe).

Allerdings bedeutet die Nennung in dieser Liste keineswegs, daß überall und auf allen Wuchsorten die Aufnahme der Beweidung einem Hilfsprogramm für diese Art gleichkommt.

FAAS (1994) glaubt, daß die Beweidung als solche im Gegensatz zu Entwässerung und Aufdüngung nicht generell für das Verschwinden konkurrenzschwacher kältezeitliche Relikte wie Karlszepter, Drahtsegge, Strickwurzelsegge verantwortlich zu machen ist. Tatsächlich haben *Carex chordorrhiza*

Tabelle 2/3

Standörtlich korrespondierende Weide- und Streuwiesengesellschaften im "Murnauer Becken" (FAAS 1994).

Weidebereiche	Mahdbereiche
LEERSIETUM ORYZOIDES (gefördert): D	
RHYNCHOSPORETUM ALBAE (incl. Ausbildung mit <i>Rhynchospora fusca</i>) (stark gefördert)	
CARRICETUM FUSCAE CARICETUM FUSCAE, basenreiche Ausbildung mit <i>Carex pulicaris</i>	Artenarme MOLINIA CAERULEA-Stadium, Variante mit <i>Carex fusca</i> ; MOLINIETUM CAERULCAE, Ausbildung mit <i>Carex davalliana</i> , <i>Carex echinata</i> und <i>Danthonia decumbens</i>
PRIMULO-SCHOENETUM FERRUGINCI im Verlandungsbereich des Krebssees (Typische Subassoziationsgruppe nach BRAUN, 1986, S. 65 ff.)	Standörtlich parallelsierbare, nicht näher untersuchte Bestände im Fügeseebereich
CARICETUM DAVALLIANAE (<i>Carex hostiana</i> vorherrschend)	basenreiche, nasse Ausbildungsformen des MOLINIETUM CAERULEAE (z. B. Ausbildung mit <i>Carex davalliana</i> und <i>Juncus subnodulosus</i> oder Ausbildungen mit <i>Schoenus ferrugineus</i>); z. T. vermutlich auch PRIMULO-SCHOENETUM FERRUGINEI (Subassoziationsgruppe von <i>SESLERIA COERULEA</i> nach BRAUN 1968, S. 67 ff.); u. U. sogar CIRSIO-TUBEROSI-MOLINIETUM ARUNDINACEAE
ELEOCHARIETUM UNIGLUNIS (gefördert)	
CARICETUM PANICEO-LEPIDICARPAE (gefördert)	
<i>Trichophorum cespitosum</i> -Gesellschaft	z. T. nicht näher untersuchte <i>Molinia caerulea</i> -Übergangsmoorbestände; SPHAGNETUM MAGELLANICI; bei Brache PINO MUGO-SPHAGNETUM
POLYGALO-NARDETUM	Artenarmes MOLINIA CAERULEA-Stadium, Variante mit <i>Leucobryum juniperoideum</i>
THYMO-FESTUCETUM	MOLINIETUM CAERULEA, Ausbildung mit <i>Festuca ovina</i> var. <i>turfosa</i>
MENTHO LONGIFOLIAE-JUNCETUM INFLEXI (gefördert); D	
EPILOBIO-JUNCETUM EFFUSI; D	bei Streunutzung MOLINIETUM CAERULEAE, nasse und schwach bis mäßig bodensaure Ausbildungsformen; ansonsten ANGELICO-CIRSIETUM OLERACEI (basenreichere Bestände) und SCIRPETUM SYLVATICI;

D = Düngungseinfluß

Es wurde in der Tabelle der Versuch unternommen, Gesellschaften unter Weidenutzung aus dem Bereich der Gemeindeweide Eschenlohe mit standörtlich vergleichbaren, mahdgenutzten Gesellschaften im direkten Umgriff zu parallelsieren. Es muß allerdings berücksichtigt werden, daß die Anzahl der aufgenommenen Vergleichsflächen hierfür oft zu gering ist, und begleitende bodenkundliche Untersuchungen nicht durchgeführt wurden. Die hier getroffenen Aussagen sind also mit Vorsicht zu interpretieren, teilweise gebietsspezifisch, tendenziell jedoch sicher richtig. (Aus Faas 1994, leicht verändert; dort genauere tabellarische Beschreibung der genannten Vegetationstypen).

beispielsweise auf der Vorderhädrichalpe/OA und *Carex paupercula* im Kronwinklmoos unter weit zurückreichender Extensivbeweidung überlebt. Erstere verschwand erst mit der Alpmelioration.

Andererseits drängt die Rinder- und Pferdebeweidung andere Arten zurück: Vor allem generativ vermehrte, z.T. hochwüchsige Kräuter wie *Gentiana clusii*, *Allium suaveolens*, *A. carinatum*, *Serratula tinctoria*, *Trollius europaeus*, *Dianthus superbus*, *Galium boreale*, *Laserpitium prutenicum* (vgl. BRUDI 1995), gebietsweise sogar den im Almbereich stets weidebegünstigten Weißen Germer (*Veratrum album*).

Bei extensivem Bestoß müssen weideempfindliche Arten wie Orchideenarten aber nicht völlig ausfallen (KRAUS 1993)

Bestimmte Streuwiesengesellschaften überstehen zwar die Beweidungsumstellung in ihrem Grundartenbestand, verarmen aber an zusätzlichen, wert- und aspektbestimmenden Arten. Seit längerem beweidete Davallseggenrieder der Allgäuer Alpen (z.B. Hörmoosalpe) sind im allgemeinen blüten- und artenärmer als noch streugemähte Flächen auf ähnlichem Standort (z.B. Hochwiesalpe), die ein farbenprächtiges Blütenmeer aus Alpenhelm, Klappertopf, Knabenkräutern, Sumpferzblatt, Kronenlattich, Mehlprimel, Fettkraut u.a. auszeichnet (HACKER 1985).

Stark vereinfacht läßt sich der Weideeinfluß moortypenspezifisch folgendermaßen kategorisieren:

(1) **Frühphase des Bestoßes vorher "intakter" Hoch- und Zwischenmoore.**

Nicht entwässerte, nicht oder nur gering beweidete Hoch- und Zwischenmoore reagieren innerhalb von wenigen Jahren oder Jahrzehnten auf stark und rasch zunehmende "Beweidung" (Viehtritt) durch Narbenauflösung, starke Verschlammung, Rückgang oder Verlust der Torfmoose, (relative) Zunahme der Rasenbinse (*Trichophorum caespitosum*), aber nicht so sehr durch einen Umbau des Art-Inventars. Artenverluste werden hier kaum durch einwandernde Arten ersetzt. Dieser Fall betrifft in Sonderheit Moore im Alpbereich.

(2) **Spätphase des Bestoßes von Hoch- und Zwischenmooren**

Auf lange Sicht (viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte) führt mehr oder weniger gleichmäßig starke Hoch- und Zwischenmoorbeweidung zumindest in hängigen und/oder von tiefergelegenen Erosionsbasen umgebenen Mooren zu stärkerer Erosion, Mikroreliefierung und Entwässerung (z.B. durch Rillenbildung). Die nachfolgend besser dränierten und verdichteten Torfe vermögen nun eine relativ trittfeste Narbe mit relativ geringen Trittlücken zu tragen. Hochmoorarten treten stark zurück. Es kommt zu einem sehr weitgehenden Vegetationsumbau, in höheren Lagen bis hin zu *Sphagnum compactum*-*Trichophorum-Nardus*-, Borstgrasrasen und Kammgrasweiden. Im Extremfall verschwinden die Torfe

fast ganz und es breitet sich eine für Anmoore und feuchte Mineralböden typische Weidevegetation aus.

(3) **Zwischen- und Niedermoore mit natürlicher Ausbreitungstendenz von Hochmoorarten**

Extensive Beweidung von "Verhochmoorungsstadien" (z.B. brachgefallene Streuwiesen mit Sphagnum-Ausbreitungstendenz) und Zwischenmooren (z.B. minerotrophen Spirkenfilzen) kann sehr artenreiche Mosaikkomplexe aus Kalkflachmoor-, Zwischen- und Hochmoorfragmenten ohne gravierende Trittschäden hervorrufen.

2.1.1.4.4 **Faunistische Auswirkungen**

Die erst seit 3 Jahren in Angriff genommenen Untersuchungen ergeben leider erst ein stichprobenhaftes und unvollständiges Bild insbesondere für den submontanen Alpenflußbereich im Pfaffenwinkel und Ostallgäu.

Grundsätzlich zeichnet sich ab, daß eine im traditionellen Rahmen ausgeübte Niedermoor- bzw. Streuwiesenbeweidung eine der Streunutzung durchaus gleichwertige Behandlungsvariante zur Erhaltung nieder- oder Übergangsmoortypischer Faunen, insbesondere der Fauna weitgehend offener, kulturgeprägter Niedermoore sein kann. Selbstverständlich ist bei zusätzlichen Düngungs- und Entwässerungsmaßnahmen mit ähnlich gravierenden Faunen (wert)- Verschiebungen zu rechnen wie in der Pflanzendecke.

Im folgenden werden nur die Tagfalter und Heuschrecken etwas eingehender angesprochen. Nicht genauer belegt sind sicherlich ganz andersartige Weidereaktionen überwiegend direkt an der Bodenoberfläche oder im Boden lebender oder sich entwickelnder Organismengruppen (z.B. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Regenwürmer, Enchyträiden), die auf weidetypische Veränderung der Mikrotopographie, der Vegetationsbedeckung und bodenphysikalischer Parameter empfindlicher antworten als die nachfolgend erwähnten Gruppen. Selbstverständlich ist die koprofile (kotbesiedelnde) Fauna eher in Weide- als Mahdgebieten zu finden (z.B. Mistkäfer).

In 10 von DOLEK et al. (1994) untersuchten Moorweidegebieten des Ammergau und Ostallgäus unterschied sich die **Tagfalterfauna** nur relativ geringfügig von standortäquivalenten Streuwiesen (45 Arten auf Weiden und 44 auf Streuwiesen; 19 RL-Arten auf Weiden und 20 auf Streuwiesen). Die Gesamt-Individuensummen weisen keine signifikanten Unterschiede auf, genauso wenig die Individuensummen der für Streuwiesenkomplexe spezifischen und wertbestimmenden Arten *Coenonympha tullia*, *Clossiana titania*, *Maculinea alcon*, *Carcharodes flocciferus* (diese RL 1-Art bevorzugt allerdings relativ früh während der Flugzeit gemähte Bereiche), *Minois dryas*, *Boloria aquilonaris*, *Euphydryas eurinia* und *Proclassiana eunomia*. Auch in den untersuchten Übergangsmooren der "Streuwiesenlandschaften" konnte keine nennens-

werte Beeinflussung der Tagfalterfauna durch den Weidefaktor gefunden werden. KRAUS (1993) fand im Sauwald (WM) trotz Weidenutzung das streuwiesentypische Tagfalterspektrum dieser tiefmontanen Region relativ vollständig vertreten. Das auffällig zahlreiche Vorkommen des Enzianbläulings (*Maculinea alcon*) könnte hier eventuell mit der indirekten Förderung der Nahrungspflanzen Lungen- und Würgerenzian (*Gentiana pneumonanthe*, *G. asclepiadea*) durch den Weidebetrieb zusammenhängen. Das überraschende Fehlen von *Brenthis ino* könnte hier nach KRAUS auf die "gründliche" Nutzung durch das Weidevieh zurückzuführen sein, denn die Art ist zur Eiablage bzw. Larvalentwicklung auf Brachestadien angewiesen, welche im besagten Gemeinschaftsweidegebiet weitgehend fehlen. Bezeichnenderweise wurden auch die "bracheliebenden" *Coenonympha hero* und *Maculinea nauithous* im Untersuchungszeitraum vermißt.

Auch bei den **Heuschrecken** entspricht das Artenspektrum im Sauwald (KRAUS 1993) in etwa den streuwiesenspezifischen Erwartungen dieser Niedermoorregion. Reichlich im Gebiet verbreitet sind z.B. die "klassischen Streuwiesen-Schrecken" *Mecostethus grossus*, *Chorthippus montanus* und *Ch. dorsatus*. Das Fehlen von *Conocephalus discolor* könnte den Mangel höherwüchsiger Habitatstrukturen widerspiegeln (KRAUS 1993).

Wirbeltiere bilden die Nutzungsunterschiede insgesamt sicherlich weniger scharf ab. Bekanntlich besiedeln und nutzen mehrere (streu-) wiesenbrütende Vogelarten (z.B. Schafstelze, Kiebitz, Rotschenkel) auch Feuchtstandortsweiden (viele Arbeiten in NW-Deutschland und den Niederlanden). Die alpenrandtypischen Moorweiden mit ihrer vielfach gehöhlzdurchsetzten Struktur sind allerdings überwiegend keine Brut- und Aufenthaltsgebiete der klassischen Wiesenbrüter (Ausnahme: Große Moorweiden der Stammbecken und Talräume wie die Eschenloher Gemeinschaftsweide).

Der gegen den Alpenrand zu immer seltenere **Neuntöter** scheint dort sehr stark auf Standweiden mit verstreuten Domgebüschungen angewiesen zu sein und kommt auch in ähnlich gegliederten Moorweidegebieten vor (KRAUS 1993).

2.1.1.4.5 Auswirkungen unterschiedlicher Weidesysteme, -perioden und Haltungsformen

Für die Naturschädlichkeit, -verträglichkeit und -pfleglichkeit spielen Weideorganisation, Besatzdichte und Zuordnung von Hart- und Weichbodenweiden eine große Rolle. Die Bandbreite der Weideorganisationsformen reicht von nicht eingefriedeter, behirteter oder unbehirteter Triftweide über großflächige Standweiden, deren Geräumigkeit aber der Herde ein freies Schweifen erlaubt, bis zu enggezäunten Portionsweiden unterschiedlicher Umtriebszeit. Ebenso wichtig ist die zeitliche Einnischung der Beweidung im Jahres- und Vegetationszyklus: lediglich als Vor- und Nachweide der Mittel- und Hochalpen genutzt, ganzsömmeriger Auftrieb,

einmaliger kurzer Auftrieb, lediglich tagsüber beweidet usw..

Beispielsweise sind Moore und ehemalige Streuwiesen auf Landalpen mit 3 Weideportionen etwa 30-40 Tage pro Jahr für die Herde zugänglich.

Sowohl in Vorland- wie Alpenmooren besteht ein Zusammenhang zwischen

- dem Degradierungsgrad und Weidedruck der beweideten Moore und Streuwiesen und
- der Verfügbarkeit (dem Anteil) ertragsstarken Wirtschaftsgrünlandes innerhalb derselben Weide-Einheit

Insbesondere im Alpenbereich waren bis in die Vor- und Nachkriegszeit Zäunungen weitgehend unüblich (vgl. z.B. Allgäuer Alperhebung 1911). Die Aufteilung in mehrere Koppeln insbesondere seit den 1960er Jahren reduzierte den moorschonenden großen Bewegungsspielraum des Weideviehs. Das an sich weniger attraktive Naßgelände wird heute - von den meist größeren Herden zwangsläufig viel stärker frequentiert als früher.

Bei Jungrindern (und Schafen) bleibt der Fleischzuwachs unbefriedigend, wenn ausschließlich Moorvegetation beweidet wird. Dagegen muß ein gewisser (kleinerer) Mooranteil nicht ungünstig sein. Dann besteht die Möglichkeit der rohfaserreichen Zukost aus dem Moor. Entgegen vieler Behauptungen wird strohige Herbstvegetation als "Zubrot" selbst von Milchkühen gerne angenommen (Beobachtungen STROHWASSER).

Rinderherden wandern im Laufe einer Weideperiode zunehmend von den guten trockenen Weiden auf die vergleichsweise unattraktiven Naßstandorte und Moore ab, sobald der Futtervorrat auf angrenzenden Fettweiden nachläßt und die Kotstellendichte zu hoch wird (Beobachtungen im Ostallgäuer Vorland sowie von HACKER 1985 und BÜCHER 1987 im Hädrichgebiet bei Oberstaufen). Im Hörmoos wurde der Mooranteil 1986 erst 12 Tage nach Auftrieb in die Weidekoppel erstmals vom Jungvieh aufgesucht. Je kleiner die Koppel, desto früher werden eingelagerte Moorstandorte beansprucht. Vgl. hierzu auch FAAS (1994; S. 95) und BRUDI (1995; S. 49).

Unabhängig vom generellen Herdenverhalten dienen die Moorflächen aber immer wieder als zusätzlicher Auslauf für den ungestümen Bewegungsdrang des Jungviehs. "Es kommt vor, daß plötzlich 10 übermütig gewordene Schumpen (alemannisch für Jungvieh) den Hang hinunter ins Moor stürmen, um sich dort auszutoben" (BÜCHER 1987).

Moore innerhalb größerer Koppeln werden nicht nur als (Ausweich-)Futtergelände, sondern auch zum Wetter- bzw. Hitzeschutz (Fichtengruppen, Bergkieferndickichte, Wasserlöcher) bzw. zur Tränke aufgesucht. Diese Funktion übernehmen häufig Randgehänge- oder Bachgaleriewälder zwischen Hochmoor und baumarmen Weidehängen (z.B. Feller-, Längental-alm/TÖL, Schwarztenalm/MB, Krottensteinalpe/OAL, Saletstock am Königssee)

2.1.1.4.6 Gesichtspunkte der Tierernährung und Weidehygiene

Pflegliche Bewirtschaftungskonzepte "dürfen" die Rechnung nicht ohne den Wirt machen, sie müssen immer auch die Nutzerinteressen berücksichtigen. Die Grobkenntnis von Leistung und Weiderisiken von Moor- und Naßstandorten erleichtert ggfs. anstehende Weideverlagerungs- oder Zonierungskonzepte in Moor- und Streuwiesengebieten.

Futterleistung und -wert

Bestimmte Moorflächen erreichen zwar Aufwuchs-Energiegehalte (aus dem Gehalt an Rohnährstoffen ermittelte Nettoenergie-Laktation), die den Kammgrasweiden etwa gleichkommen. Die Trockenmasse-Erträge bestimmter Flachmoorgesellschaften liegen nicht allzuweit unter benachbarten Mineralbodenweiden. SPATZ (1970) ermittelte für ein Flutschwaden-Davallseggenried im Alpseegebiet bei Immenstadt 31 dt/ha, im borstgrasreichen Rasenbinsen-(*Trichophorum caespitosum*-)Moor 16 dt/ha und in der Rotschwengel-Kammgrasweide 41 dt/ha.

Streuwiesen-äquivalente Standorte schneiden in ihrer Futterleistung relativ besser ab, wenn auch die ergänzenden Mineralböden ertragsschwach sind (z.B. Borstgrasweiden). Beispielsweise errechnete SPATZ (1970) für das Immenstädter Alpgebiet Bestandeswertzahlen von 51,2 für die Berghahnenfuß-Borstgrasrasen und 42,8 für Davallseggenrieder.

Andererseits:

- Die für Jungrinderernährung geforderten Mindest-Rohproteingehalte von 15-20 % der Trockenmasse (WEIS 1980) werden nur selten erreicht.
- Die hohen Rohfaser- und Kieselsäuregehalte vieler monokotyler Moorpflanzen bedingen meist eine geringere Futterverdaulichkeit.
- Giftige und aus anderen Gründen ungenießbare Arten sind oft stark vertreten; insbesondere wechselfeuchte Anmoore (Moor-, Auengleye u.ä.) neigen bei Beweidung zu stärkerer Verunkrautung mit Roßminze, Flatterbinse, Graugrüne Binse, Kriechhahnenfuß.
- die Mineralstoffversorgung ist häufig unausgewogener als in mineralischen Fettweiden.

Beim Kriterium Futtergüte, die verschiedene pflanzliche Wertkriterien vereinigt, werden Hoch-, Zwischen- und Niedermoorbestände als weitgehend wertlos bis leistungsmindernd eingestuft (BÜCHER 1987). Die Bestandeswertzahlen, ein aus dem Artenspektrum abgeleitetes Fraß-Attraktivitätsmaß, liegt in Zwischenmooren des Streuwiesen- und Mooregebietes am Hochhädrich/OA bei 0,93, im Niedermoor (Davallseggen- und Braunseggenrieder) bei 1,66, in angrenzenden Kammgrasweiden dagegen bei 4,08 (ebenda). Moore erreichen hier bei Flächenanteilen von 10 % nur 1-2 % des Gesamtertrages einer Weide-Einheit. Die Futterleistung der Kammgrasweiden ist hier 15mal höher als beim Zwischenmoor.

Die P-, Ca- und Spurenelementgehalte sind auf vielen Moorweiden für den Rinder-Erhaltungsbedarf

zu niedrig. Giftige oder unbekömmliche Pflanzenarten sind "überrepräsentiert".

Die Calcium-Oxalat-Raphiden, schneidend scharfen Blattränder und hakig-rauhen Blattnerven vieler größerer Seggenarten können sogar Verletzungen bzw. Reizungen an Zunge, Gaumen, Magen- und Darmschleimhäuten hervorrufen.

Verbissen werden bevorzugt *Carex fusca*, *Nardus stricta* einige Kleinseggen, vor allem *Carex panicea*, z.T. auch *C. echinata*, *C. flava* agg., *C. fusca*, *C. leporina* und *C. ovalis*, Großseggen nur im äußersten Fall.

Parasitosen

Befall mit dem Großen Leberegel (*Fasciola hepatica*) ist in nassen Weiden und Mooren nicht unwahrscheinlich, weil der Zwischenwirt, die Leberegel-schnecke *Galba truncatula* bevorzugt an Seggen, *Agrostis gigantea* und *Glyceria*-Arten frißt (BÜCHER 1987). Der Befallsgefahr begegnen manche Bauern und Weidegenossenschaften mit dem Ausstreuen von Kalkstickstoff, was mit unerwünschten Düngewirkungen und Fahrtschäden verbunden sein kann. Beispiele: ehemalige Streuwiesen am Nordrand des Winkelfilzes bei Reutberg/TÖL, südöstliches Murnauer Moos.

Auch bei Lungenwürmern, Magen- und Darmparasiten gilt Naßgrünland als Stätte gegenseitiger Ansteckung, weil die Infektionslarven und Eier sonnen- und trockenheitsempfindlich sind.

Veterinärfachleute empfehlen deshalb das Auszäunen von Sumpfstellen und Gräben und einen häufigen Weidewechsel.

Ein großer Teil der Eschenloher Moorweide ist z.Zt. wegen eines Salmonellose-Befalles für 5-6 Jahre weidefrei gestellt (FAAS 1994).

In Anbetracht all dieser Begrenzungsfaktoren aus der Sicht der Tierproduktion wird der Wunsch und die Praxis vieler Nutzer verständlich, Moorweiden teilweise oder stückchenweise fortschreitend zu intensivieren und zu meliorieren, um einen Teil der Standortnachteile auszugleichen. Dies dürfte insbesondere jene Standweideschläge betreffen, in denen weidehygienisch und futterbaulich günstige, trockenere und gedüngte Mineralbodenanteile weitgehend fehlen.

Daraus folgt grundsätzlich, daß

- eine langfristige Gewährleistung der naturschutzfachlichen Flächenqualität bei der Alternative Weide schwerer fällt als bei Fortsetzung oder Wiederaufnahme der (imitierenden) Streunutzung,
- der Kontrollaufwand seitens der Naturschutzfachbehörden höher anzusetzen wäre als in Streuflächen.

Viele, durch Beweidung stark geschädigte Moorteile könnten wegen ihres bescheidenen Futterbeitrages aus den Großschlägen herausgenommen werden, ohne daß der Bestoß reduziert werden müßte. Unter Abzug der Mooranteile könnten z.B. auf der Vorderhädrich-Alpe allein die Kammgras- und Borstgrasweiden 69 Großvieheinheiten (12 mehr als

der gegenwärtige Bestoß) 100 Tage lang ernähren (BÜCHER 1987).

Energiebilanz, Tierverluste

In vielen Moorteilen ist das nutzbare bzw. vom Vieh angenommene Futterangebot so spärlich, daß viel größere Wegstrecken pro Fraßquantum zurückgelegt werden als in Mineralbodenweiden. Dies mehr natürlich die Trittbelastung und verschlechtert die Energiebilanz des Weideviehs. Dieser Effekt verschlechtert sich zusätzlich, wenn Jungrinder nur mühsam unter ständigem Einsinken und wieder Herausziehen vorwärtskommen. Die Einsinktiefe ist am größten, wo der Deckungsgrad der Narbe gering ist, z.B. in den Rüllen und an quellnassen Stellen. Im Extremfall sehr weicher, tiefgründiger, z.T. schwingrasenartiger oder auch von Spalten durchzogener Moore kommt es gelegentlich sogar zu Tierverlusten, so geschehen z.B. im Moorbruchgebiet von Schönberg/WM, einer im Juni 1960 abgerutschten Streuwiese, oder im Hochmoor am Windecksattel/OA. Sennen und Hirten versuchen verständlicherweise, Moorspalten zu verfüllen (z.B. im Gutswieser Tal/OA). Die Weidenutzung zieht hier also auch indirekte Moorschädigungen nach sich.

2.1.1.4.7 Auswirkungen auf die spätere Schnittpflege

Auf durchtrittigen Torf- oder Quellsandstandorten hinterlassen Weidephasen, vor allem, wenn eine Brachephase vorherging, ein stark horstig-bultiges Mikrorelief. Eine Wiederaufnahme der Mahd ist dann sehr erschwert. Die manuelle wie maschinelle Mähbarkeit ist oft nicht mehr gegeben, eine Rückkehr zur regenerierenden Streunutzung damit verbaut. Selbst bei aufwendigster Sonderpflege (z.B. durch Abscheren der Bulle mit der Motorsense) werden ruderalisierungs- und eutrophierungszeitende Pflanzen in den Bultzwischenräumen kaum eliminiert.

2.1.1.4.8 Eignung verschiedener Rinderrassen zur Beweidung von Moor- und Anmoorweiden

(Bearbeitet von B. Quinger)

Im Hinblick auf die Eignung einer Rinderrasse für den Einsatz in der Landschaftspflege und für die Beweidung von Moorweiden und Magerrasen bedarf es folgender Eigenschaften:

- Fähigkeit, mit Phytomasse der Moor- und Magerrasen auszukommen, ohne auf Zufütterungen einer eiweißreicheren Nahrung angewiesen zu sein;
- geringes Körpergewicht oder Minderung der Drucklast auf den Boden durch breite Klauen, um Bodenschädigungen und Schädigungen der Vegetation durch den Tritt nicht über Gebühr zu erzeugen;
- Anpassungsfähigkeit an die regionalen Klimabedingungen. Nur bei bodenständigen Extensiv-

rassen kann man von dieser Anpassungsfähigkeit ausgehen.

Leider ist in den letzten vierzig Jahren eine drastische Einengung des Rassenspektrums bei den Rindern erfolgt. Einige jahrhundertealte Rinderrassen sind nahezu ausgestorben, zahllose Landschläge erloschen. Für die kleinen und leichtgewichtigen, hinsichtlich der Fleisch- und Milcherzeugung zwar unproduktiven, jedoch anspruchslosen Rassen und Schläge waren ungedüngte Magerrasen und Moorweiden als Ernährungsgrundlage vielfach ausreichend. Das auch aus kulturellen Gründen wünschenswerte Vorhaben, eine Moorbeweidung mit den traditionellen Lokalschlägen durchzuführen, wird sich vielfach nicht mehr realisieren lassen.

Der Gesamtrinderbestand der BRD wird heute zu 96% von den vier Rassen Fleckvieh (Simmentaler), Braunvieh, Schwarzbunte und Rotbunte bestritten (vgl. SAMBRAUS 1987: 33), die sich aufgrund ihrer Weideansprüche für den Einsatz auf Extensivflächen kaum eignen.

Unter den verbliebenen einheimischen Rinderrassen gibt es nur wenige, die sich mit einer schlechten Futtergrundlage zufriedengeben und gleichzeitig ein geringes Körpergewicht haben:

Murnau-Werdenfelser: Diese farblich sehr schöne Rinderrasse war als Almvieh im Werdenfelser Land verbreitet und wurde auch zur Beweidung von Niedermoorflächen eingesetzt (z.B. im südlichen Murnauer Moos). Sie gilt als ausgesprochen anspruchslos (vgl. SAMBRAUS 1987: 42) und trägt ein rauhes Klima. Zur Beweidung magerer Weideflächen im Alpenrandbereich und in den Alpenträumen sowie von Moorweiden ist das Murnau-Werdenfelser Rind geeignet. In Gewicht und Größe liegt es mit 500 bis 600 kg (Milchkuh) deutlich unter den heutigen Hochleistungs-Formen des Fleckviehs (Milchkuh: 700 bis 750 kg).

Montafoner, Vorarlberger Braunvieh: Vorarlberg-Braunvieh ohne Einkreuzungen des amerikanischen Brown-Swiss-Viehs (vgl. SAMBRAUS 1987: 57). Ein relativ leichtes, ein rauhes Klima ertragendes Gebirgsrind. Die Moorbeweidung im Ost- und Ober-Allgäu erfolgte früher nahezu ausschließlich durch anspruchslose Braunvieh-Schläge.

Zur Landschaftspflege werden einige Rinder-Rassen eingesetzt, die nicht aus dem deutschen Sprachraum stammen. Hierzu zählen :

Schwedisches Fjällrind: bewährt sich seit Jahren zur Pflege der Magerweidenflächen und nährstoffarmen Feuchtwiesen in der Spucklochkoppel nördlich des Müritzsees in Mecklenburg-Vorpommern und gehört mit 700 kg (Bulle) und 400 kg (Kuh) Gewicht zu den leichten Rindern. Das Fjällrind ist unempfindlich gegen rauhes Klima und kann ganzjährig im Freien gehalten werden. Das Schwedische Fjällrind erwies sich bei seinem Einsatz auf der Spucklochkoppel am Müritzsee als ausgesprochen friedfertig und bewegungsfreudig. Es durchwandert fast täglich den gesamten, weit über 100 Hektar großen Koppelbereich (vgl. KLAFFS 1974: 20). Es beweidet

in dieser Koppel Pfeifengras- und Straußgras-Bestände (*Agrostis tenuis*), im Frühjahr auch Schafschwingel-Magerrasen. Bei fehlender Schneedecke weiden die Tiere den gesamten Winter hindurch im Freien (KLAFS). Nach einer Einsatzzeit von über 20 Jahren auf der Spucklochkoppel am Müritzsee steht die Eignung des Fjällrinds zur Pflege von magerassen- und pfeifengrasstreuwiesenartigen Beständen fest (MARTIN 1992, mdl.).

Schottisches Hochlandrind: Ein ausgesprochen wetterhartes, robustes und anspruchsloses, kleinrahmiges Rind. Wird in seiner Heimat noch bei Jahresniederschlägen von 2.000 mm ganzjährig im Freien gehalten.

Schottisches Galloway: Ursprünglich aus schottischen Regionen mit Moor- und Heideflächen stammend. Ebenso wie beim Schwedischen Fjällrind und beim schottischen Hochlandrind ist eine ganzjährige Freilandhaltung möglich. Die breiten Klauen dieses kleinen und leichten Rindes lassen einen relativ schonenden Tritt zu. Das Gallowayrind ist sehr genügsam und nimmt ohne Schwierigkeiten die eiweißarme Blattmasse von *Molinia arundinacea* und *Molinia caerulea* als Nahrung an. Es kann sogar zur Beweidung jahrzehntealter Bracheflächen eingesetzt werden, wo es die zwischenzeitlich entstandenen Streufilzdecken beseitigt. Galloway-Rinder vermögen innerhalb von fünf Jahren geschlossene Verfilzungen in *Molinia arundinacea*-Brachen (vgl. Kap. 2.5.1.2.1) zu entfernen und in Vegetationsbestände zurückzuführen, in denen hochwertige, niedrigwüchsige Arten wie *Gentiana clusii* erhebliche Zunahmen verzeichnen konnten. Nach den bisher im Betriebsgelände Hartschimmelhof bei Pähl gesammelten Erfahrungen ist das Galloway-Rind zumindest in der Lage, Pfeifengras-Brachen in einen artenreichen Zustand zurückzuführen.

2.1.1.4.9 Schafbeweidung

Moore und Streuwiesenstandorte werden da und dort auch mit Schafen (und Ziegen) beweidet. Beispiele: Dillinger Donauried NW Katharinenhof (DLG), Langenauer Ried (DLG), hier auf großen Pfeifengrasflächen und trockenen Almhügeln, Wörther Moos/ED, Quellriede als Tränk- und Suhlstellen innerhalb größerer Schafhutungen der Albraufzone und im Wellenkalkgebiet, kleinere Riedwiesen- und Quellmuldenanteile in Schafkoppeln der Hohen Rhön, des Fichtelgebirges, Steinwaldes und Bayerischen Waldes sowie inselartige Feuchtgebiete in hochalpinen Schafweiden. Früher war die Schafhutung auch im Anmoor- und "Streuwiesen"-Bereich trotz der hier bei bestimmten Schafrasen erhöhten Moderhinkegefahr durchaus gang und gäbe. Heute mutet diese Pflegealternative auf streuwiesenäquivalenten Standorten manchem Naturschutzfachmann ebenso ungewöhnlich an wie Rinderbeweidung. Einzelne, gut dokumentierte Nutzungsbeispiele mit z.T. naturschutzfachlich bemerkenswerten Resultaten zeigen jedoch, daß diese "vergessene" Alternative nicht von vornherein ausgeschlossen werden sollte.

Eines dieser Beispiele sind die Sempt-"Streuwiesen" bei Mooslern/ED. Sie waren unter Schafweidenutzung bis etwa 1972 (Ableben des Schäfers 1965, Wegzug seiner ebenfalls schafhaltenden Tochter 1972) der vom floristischen Erscheinungsbild her eindrucksvollste Restbestand des Erdinger Moores und des Landkreises Erding. Ihr Pflegezustand führte sogar zur einstweiligen Sicherstellung als NSG und zum Flächenankauf. Aber schon wenige Jahre nach Beendigung der Beweidung war der schutzwürdige Florenbestand im hohen Brachegras vollständig erstickt.

Das damalige wertbestimmende Nutzungsregime läßt sich folgendermaßen kennzeichnen:

- Herde von ca. 65 Mutterschafen auf etwa 22 ha im engen Gehüt, aufgetrieben im Herbst, z.T. im Winterhalbjahr, jeweils nur für wenige Tage bei sehr hoher Verbißintensität; in der übrigen Zeit auf weiter entfernten Fettwiesen und Magerwiesen.
- Kein Pferchen auf den Flächen, sondern alltäglicher Eintrieb in das nahegelegene Schafhaus, keine Koppelung und Düngung
- Keine Lenkung durch Naturschutzorgane
- Die Beweidung begann 1935; die Flächen waren vorher als Streu- und Magerwiesen genutzt.

Sie konzentrierte sich auf die anmoorigen bis mineralischen, wechselfeuchten bis -trockenen, z.T. deutlich kleinreliefierten Bereiche im bach-nahen Bereich. Bei Streu- bzw. düngerloser Mähnutzung wären hier Davallseggenrieder, Saumseggenrieder im kleinflächigen Wechsel mit Mesobromion-Trockenwiesen anzunehmen gewesen.

Hervorstechendster Eindruck dieses Pflegeregimes war Ende April der eindrucksvolle Massenaspekt von Stengellosem Enzian (*Gentiana clusii*), Mehlprimel (*Primula farinosa*) und Berghahnenfuß (*Ranunculus montanus s.l.*), der den schönsten Streuwiesen des Alpenvorlandes nicht nachstand. Trittschäden und Gehölze fehlten. Thymian-überzogene Ameisenhügel und Flatterbinsen-Horste häuften sich stellenweise, nahmen aber nicht überhand. Die Fläche wirkte sorgfältig gepflegt.

Wegen der repräsentativen Bedeutung seien 2 Vegetationsaufnahmen aus KARL (1965) wiedergegeben (ergänzt um einige, aus jahreszeitlichen Gründen offensichtlich übersehene, hochstete Arten aus Aufnahmen des Bearbeiters auf gleichem Standort). Der intermediäre Charakter macht eine syntaxonomische Einordnung schwierig.

Aufnahme 1: Schafhutung auf anmoorigem bis mineralischem Feuchtstandort

RL-Arten:

<i>Gentiana clusii</i>	+ - 2
<i>Gentiana verna</i>	+
<i>Gentianella germanica</i>	+
<i>Orchis morio</i>	+
<i>Primula farinosa</i>	+ - 1
<i>Pinguicula vulgaris</i>	+

<i>Gentiana pneumonanthe</i>	+	<i>Medicago lupulina</i>	+
<i>Blysmus compressus</i>	+	<i>Mentha longifolia</i>	1
<i>Ranunculus montanus s.l.</i>	+	<i>Daucus carota</i>	+
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	+	<i>Arrhenatherum elatius</i>	+
		<i>Dactylis glomerata</i>	+
Sonstige Magerrasen- und Streuwiesenarten:		<i>Plantago lanceolata</i>	1
<i>Carex davalliana</i>	1*	<i>Plantago media</i>	1
<i>Carex hostiana</i>	+	<i>Prunella vulgaris</i>	1
<i>Carex panicea</i>	1	<i>Trifolium pratense</i>	+
<i>Festuca ovina s.l.</i>	+	<i>T. repens</i>	1
<i>Bromus erectus</i>	1	<i>Leucanthemum ircutianum</i>	+
<i>Galium verum</i>	1		
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	Aufnahme 2: Schafhaltung auf trockeneren Erhebungen	
<i>Centaurea jacea</i>	+	RL-Arten:	
<i>Thymus pulegioides</i>	+	<i>Orchis ustulata</i>	+
<i>Prunella grandiflora</i>	+	<i>Gymnadenia conopsea</i>	+
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	<i>Gentiana verna</i>	+
<i>Leontodon hispidus</i>	1	<i>Gentianella germanica</i>	+
<i>Briza media</i>	1	<i>Orchis militaris</i>	r
<i>Scabiosa columbaria</i>	+	<i>Thesium rostratum</i>	+
<i>Carex flacca</i>	1	<i>Ranunculus montanus s.l.</i>	+
<i>Juncus articulatus</i>	1		
<i>Polygala vulgaris</i>	+	Sonstige Magerrasenarten:	
<i>Ononis repens</i>	1-2	<i>Bromus erectus</i>	2-4
<i>Succisa pratensis</i>	+	<i>Carex caryophylla</i>	1-2
<i>Potentilla erecta</i>	1	<i>Asperula cynanchica</i>	1
<i>Festuca rubra angustifolia</i>	1	<i>Scabiosa columbaria</i>	+
<i>Euphrasia rotkoviana</i>	1	<i>Galium verum</i>	+
<i>Linum catharticum</i>	+	<i>Pimpinella saxifraga</i>	1
<i>Cirsium acaulon</i>	+	<i>Viola hirta</i>	+
		<i>Ranunculus bulbosus</i>	+
Sonstige (z.T. CYNOSURION- und ARRHENATHERION-) Arten:		<i>Potentilla tabernaemontani</i>	+
<i>Juncus effusus</i>	1	<i>Ononis repens</i>	2
<i>Poa trivialis</i>	+	<i>Centaurea jacea</i>	1
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1	<i>Briza media</i>	+
<i>Holcus lanatus</i>	+	<i>Koeleria pyramidata</i>	1
<i>Achillea millefolium</i>	1	<i>Thymus pulegioides</i>	2
<i>Cirsium palustre</i>	1	<i>Campanula rotundifolia</i>	1
<i>Juncus inflexus</i>	1	<i>Prunella grandiflora</i>	1
<i>Ranunculus acris</i>	+	<i>Hippocrepis comosa</i>	1
<i>R. nemorosus</i>	+	<i>Filipendula vulgaris</i>	+
<i>Galium uliginosum</i>	1	<i>Euphorbia verrucosa</i>	+
<i>Lotus uliginosus</i>	+		
<i>Symphytum officinale</i>	+	Sonstige Arten:	
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	<i>Agrostis tenuis</i>	1
<i>Carex hirta</i>	+	<i>Trifolium pratense</i>	1
<i>Taraxacum officinale</i>	+	<i>Cerastium caespitosum</i>	+
<i>Poa angustifolia</i>	1	<i>Achillea millefolium</i>	1
<i>Ranunculus repens</i>	1	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+
<i>Geum rivale</i>	1	<i>Ranunculus nemorosus</i>	1
<i>Agrostis tenuis</i>	1	<i>Lotus corniculatus</i>	1
<i>Ajuga reptans</i>	+	<i>Festuca rubra angustifolia</i>	2
<i>Equisetum palustre</i>	+	<i>Leontodon hispidus</i>	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	<i>Equisetum palustre</i>	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	<i>Linum catharticum</i>	+
		<i>Potentilla erecta</i>	+

* Deckungsgrade nach Braun-Blanquet

<i>Trifolium repens</i>	+
<i>Plantago media</i>	+

Diese äußerst artenreiche Hutungsgesellschaft vereinigte Arten der Pfeifengraswiesen (MOLINION), der Kalkflachmoore (CARICION DAVALLIANAE), der Halbtrockenrasen (MESOBROMION, GENTIANO-KOLELERIETUM), der Kammgrasweiden (CYNOSURION).

Ebenfalls für Schafbeweidung geeignet sind Querkalk- (Alm-, Tuff-)Bereiche in durch Entwässerung ausgetrocknete Kalkniedermooren.

Mikroreliefierungen, Narbenlockerung und Verschlammungen können Schafherden u.U. auch an kleinflächigen Davallseggenriedern, so z.B. in der Muschelkalkrhön (NES) oder am Hesselberg (AN) auslösen, die als Tränkstellen dienen.

2.1.1.5 Kontrolliertes Brennen (bearbeitet von J. Weber)

Als Pflegemöglichkeit brachliegender Grasländer wurde in den 70er Jahren von R. TÜXEN das Abbrennen in die Diskussion geworfen (vgl. ZIMMERMANN 1979: 449). Die Wirkung des kontrollierten Feuers wurde daraufhin in mehreren langjährigen Feld-Versuchen ermittelt, wobei zunächst die Reaktion von Magerrasen auf diese Behandlungsweise u.a. von ZIMMERMANN (1979), SCHIEFER (1981 a, 1982 b), KRÜSI (1981) und bei WEGENER & KEMPF (1982) untersucht und dargestellt wurde. BRIEMLE (1985, 1987) befaßte sich anschließend auch mit den Auswirkungen des Abflämmens auf brachgefallenen Pfeifengraswiesen und auf Wiesenrauten-Mädesüß-Hochstaudenfluren.

Das nächstliegende Ziel des Einsatzes des Feuers bei der Pflege von Grasflächen stellt zunächst die Vernichtung der sich infolge der Verfilzung (vgl. Kap. 2.2.1.2.2, S. 218) angehäuften Streumengen dar. Der zellulosereiche Aufwuchs von Pfeifengraswiesen läßt sich vergleichsweise gut abbrennen. Die oberirdische Phytomasse ist bereits Ende Oktober größtenteils abgestorben und der Anteil wintergrüner Arten so gering, daß ab diesem Zeitpunkt bis zum Frühjahr eine Feueranwendung möglich ist. Mit der Entfernung der Streufilzdecken mittels Feuer wurde die Hoffnung verknüpft, daß das Feuer-Management die Beschaffenheit der lebenden Vegetation in einer günstigen Weise steuern würde.

Feuer können auf unterschiedliche Weise und unter verschiedenen Bedingungen gelegt werden. Grundsätzlich entstehen bei Gegenwindfeuern und trockener Streuaufgabe (bei trockenwarmer Witterung) wesentlich höhere Brenntemperaturen auf der Bodenoberfläche als bei Mitwindfeuern und feuchter Streuaufgabe. Durch "heiße Feuer" werden alle oberirdischen Organismen (z.B. Rosetten-Hemikryptophyten, Spinnen und Schnecken als Vertreter der

epigäischen Fauna) nahezu komplett letal geschädigt, der in der Biomasse gebundene Stickstoff entweicht ab 400°C gasförmig. Durch "kalte Feuer" werden im Idealfall die oben genannten Organismengruppen nur unwesentlich beeinträchtigt, z.T. sogar indirekt leicht begünstigt (vgl. BRABETZ 1978). Meistens verbleiben nasse Streureste auf der Bodenoberfläche, ein Nährstoffentzug erfolgt nicht. Tendenziell wird die Phytomasseproduktion durch kalte Feuer angeregt. Meistens herrschen Brennbedingungen, die zwischen beiden genannten Extremen liegen.

Durch Brennen werden Pflanzenarten mit Überdauerungsknospen unterhalb der Hitzezone mittelbar gefördert, insbesondere (Rhizom-) Geophyten und Hemikryptophyten mit langen unterirdischen Ausläufern. Dazu gehören z.B. *Filipendula ulmaria* und die insbesondere in Brachen der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen auftretenden Brachegräser *Brachypodium pinnatum*, *B. rupestre* und *Calamagrostis epigejos**. Ebenfalls begünstigt werden *Molinia caerulea* und *Molinia arundinacea*, deren Knospen tief in der Basis der sehr dichten Horste, ca. 5 bis 7,5 cm unter der Feuerlinie eingebettet sind (SCHIEFER 1982b). Das ausläuferbildende Sukzessionsgehölz *Frangula alnus* übersteht nach eigenen im Jahr 1983 auf der "Märchenwiese" bei Tutzing (Lkr. STA) gemachten Beobachtungen ebenfalls das Abbrennen ohne ernstliche Schädigungen. Demnach eignet sich Brennen nicht oder nur sehr bedingt zur Bekämpfung von Faulbaum-Verbuschungen.

BRIEMLE (1987: 257) beobachtete auf den von ihm untersuchten Brennflächen eine ähnliche Vegetationsentwicklung wie auf den Bracheparzellen. Es erfolgte im wesentlichen eine Begünstigung derselben Arten; innerhalb von fünf Jahren erfolgte bereits eine deutliche Abnahme der Artenzahl.

Unterschiedliche Reaktionen zeigen Orchideen auf Kaltfeuer. Die keine Winterrosette ausbildenden *Dactylorhiza*-Arten und *Epipactis palustris* werden durch die weitgehende Beseitigung der Streuschicht gegenüber fortgesetzter Brache tendenziell eher gefördert. Heiße Feuer zerstören im allgemeinen die empfindlichen Orchideen-Knollen.

Die Mehrzahl aller durch ihre Blüten wertbestimmenden Streuwiesenpflanzen, insbesondere alle Rosetten-Hemikryptophyten, die meisten Sauergräser und Futtergräser (in gestörten Beständen) sowie die Moosschicht werden durch jedwede Feuereinwirkung zurückgedrängt bzw. ganz zum Verschwinden gebracht (SCHIEFER 1982b). Die "Löcher" in der Vegetationsdecke werden nicht nur von den oben genannten Arten eingenommen, sie bieten auch günstige Keimungsnischen für konkurrenzkräftige Ruderalpflanzen wie z.B. *Cirsium*-Arten, *Solidago gigantea* oder *S. serotina*.

* Die Auswirkungen des Brennens auf die *Brachypodium*-Arten werden ausführlich im LPK-Band II.1 Kalkmagerrasen, Kap. 2.1.2.2 behandelt.

Die Entwicklungsstadien von in hohlen Stengeln oder der Streuschicht überwinternden Insekten werden durch Feuereinwirkung praktisch vollständig vernichtet (WESTRICH 1989a : 400).

Bewertung s. Kap. 2.1.2.

2.1.1.6 Mulchschnitt

Als Mulchen wird Schneiden mit Liegenlassen des Schnittguts verstanden, im Unterschied zur Mahd, bei der das Schnittgut als Heu oder Einstreu abgeräumt wird. Als "unvollendete Mahd" gilt der Mulchschnitt im Vergleich zur Mahd als eine Pflegemethode "zweiter Wahl". Sie bietet jedoch den organisatorischen Vorteil, daß sie bei Personal- und Finanzengpässen wesentlich weiträumiger eingesetzt werden kann, da der Arbeitsaufwand beim Mulchen erheblich niedriger ist als bei der Mahd. Es stellt sich daher die Frage, welche Pflegeziele sich mit dem Mulchen erreichen lassen und ob die mit dem Mulchen verbundenen Auswirkungen tolerierbar sind.

Auswirkungen auf Flora und Vegetation

Ein allgemein bekannter Unterschied zwischen Mulchen und Mahd besteht darin, daß mit dem Mulchschnitt keine Nährstoffentzüge verbunden sind, da das Schnittgut an Ort und Stelle verbleibt. Mit dem Liegenlassen des Schnittguts ist eine "Düngewirkung" (vgl. ARENS 1989: 219) verbunden, die auf Dauer Auswirkungen auf die Vegetationsbeschaffenheit, insbesondere von ursprünglich oligotrophen Streuwiesen haben muß.

Da durch den Mulchschnitt die pflanzeninternen Nährstoffkreisläufe unterbrochen werden, erfolgen im Vergleich zur Brache dennoch für die Vegetation Nährstoffverluste. Die Vegetation muß ihren Nährstoffhaushalt wie nach Mahd und Beweidung extern aus der Konzentration der Bodenlösung neu aufbauen.

Die Auswirkung des Mulchens auf Streuwiesen wurde bisher von BRIEMLE (1985) untersucht, der allerdings die vorläufigen Resultate des noch nicht abgeschlossenen Versuchs nur in sehr knapper Form mitteilt. BRIEMLE (1985: 207) beobachtete auf der zuvor 15 Jahre brachliegenden Pfeifengraswiese zunächst eine Begünstigung der horstigen Hemikryptophyten und der niedrigwüchsigen Rosettenpflanzen. Auf der gemulchten Pfeifengraswiese nahm *Molinia caerulea* deutlich ab, während es in der gemulchten Mädesüß-Hochstaudenflur seine Deckungsanteile behalten konnte. Der Rot-Schwinger nahm bei Mulchen in der Hochstaudenflur zu, nicht aber in der Pfeifengraswiese.

Allgemeine Zunahmen bei Mulchen verzeichneten *Inula salicina*, *Succisa pratensis*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex panicea*, *Potentilla erecta*, *Centaurea jacea*, *Phyteuma orbiculare*, unter den eutraphenten Arten erzielten insbesondere *Deschampsia cespitosa* und *Galium album* Zugewinne in der Bestandsdeckung (BRIEMLE 1985: Tab.1).

Nach SCHIEFER (1983: 299) erfolgt auf mageren Pfeifengraswiesen durch Mulchen im zwei- bis drei-

jährigen Turnus im Wesentlichen eine Bestandeskonservierung. Im Vergleich zur Streumahd schneidet das Mulchen auf einer trockenen Pfeifengraswiese (MOLINIETUM BROMETOSUM) und auf einer Mädesüß-Hochstaudenflur (FILIPENDULETUM) allerdings ungünstiger ab.

Nach BAUER (1982) führt das unzerkleinerte Liegenlassen der Streu v.a. auf Flächen mit hoher Streuproduktion bei manchen Arten zur Verminderung der Fertilität (z.B. *Molinia caerulea*, *Equisetum palustre*, *Allium suaveolens*, *Potentilla erecta*, *Sanguisorba officinalis*). Bei unzureichender Zersetzung des gemulchten Materials ist zudem ein Rückgang der dadurch verdämmten kleinwüchsigen Frühjahrsblüher wahrscheinlich. EGLOFF (1986: 127) beobachtete stellenweise eine Förderung von *Rubus*-Arten nach mehrmaligem Mulchen in relativ ertragreichen Streuwiesen.

Vergleiche zu den Herbstmahdparzellen werden von BRIEMLE noch nicht gezogen. Es deutet jedoch einiges daraufhin, daß gemulchte Pfeifengraswiesen sich schon nach wenigen Jahren in den Dominanzverhältnissen ihrer Artenzusammensetzung wesentlich von den im Herbst gemähten Flächen unterscheiden. Erhebliche Benachteiligungen sind vor allem für diejenigen Streuwiesenarten zu erwarten, denen auf Dauer der frühe Schnittermin (Mitte August) nicht zusagt (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184).

Zudem dürfte die mit dem Mulchen allmählich erfolgende "Aufdüngung" des Standorts auf Dauer hinsichtlich der Nährstoffversorgung anspruchsvollere Arten begünstigen. Aufdüngungswirkungen sind vor allem an Streuwiesenstandorten mit einer hohen Sorptionskapazität zu erwarten (vgl. Kap. 1.3.3).

Der Verrottungsprozeß des Mulchguts wird in Streuwiesen durch die Substrat-Durchfeuchtung begünstigt (Ausnahme: langfristig überstaute Flächen). Bei Herbstmulchung wirkt jedoch das ungünstige C/N-Verhältnis des gemulchten Substrates sowie das kühle Bodenklima hemmend; durch einen früheren Mulchtermin ist die Verrottung begünstigt. Bei der Verrottung freiwerdende Nährstoffe werden zum Teil außerhalb der Vegetationsperiode frei, wobei mit der Auswaschung von Nitrat und Kalium, auf kalkfreien Torfböden auch von Phosphat zu rechnen ist. Auf kalkreichen Moorböden könnte der fehlende Phosphataustrag (hauptsächlich limitierendes Nährelement) eine begrenzte Selbsteutrophierung des Standorts bewirken.

Reaktion der Fauna

Die Reaktion der Fauna auf Mulchung ist je nach Zeitpunkt des Mulchschnitts mit der Mahd vergleichbar.

Wenn das Mähgut liegen gelassen wird, treten jedoch zusätzliche Effekte auf, die bei Mahd mit Abtransport des Mähguts fehlen:

- Die streuzersetzende Fauna wird zumindest vorübergehend gefördert, weil plötzlich große Mengen "Bestandsabfall" anfallen. Gefördert werden auch Arten, die Bereiche mit ständig feuchter

Bodenstreulage bevorzugen (z.B. hygrophile Streubodenarten unter den Laufkäfern wie etwa der Zierliche Glanzlaufkäfer *Agonum gracile* oder der Röhricht-Glanzlaufkäfer *Agonum thoreyi* und viele Schneckenarten).

- Bodenlegende Heuschreckenarten werden benachteiligt, weil ihre in den obersten Bodenschichten abgelegten Eier bis zur vollständigen Zersetzung des Mulchmaterials geringere Wärmemengen erhalten.

Da bei der Mulchung mit Schlegelmähwerk die Vegetation nicht abgeschnitten, sondern abgeschlagen und kleingehäckselt wird, ist die Schädigung der Kleintierfauna ungleich höher als bei der Messerbalnmahd (HEMMANN et al. 1987).

Ob es durch regelmäßige Mulchung allerdings zu einer nachhaltigen Veränderung der Tiergemeinschaft von Streuwiesen kommen kann, ist mangels experimenteller Befunde nicht abschließend zu beurteilen.

2.1.1.7 Entbuschung

Auswirkungen von Entholzungsmaßnahmen auf die Streuwiesen-Lebensräume

Entbuschungen dienen vor allem der Offenhaltung der Streuwiesen-Lebensräume. Sie stellen jedoch lediglich eine begleitende Pflegemaßnahme dar, da sie alleine die Streuwiesen in ihrem charakteristischen Zustand nicht zu erhalten vermögen, die von Sukzessionsprozessen wie Verfilzung, Verhochstaudung, Verschilfung usw. in ihrem Charakter grundlegend verändert werden (vgl. Kap. 2.2.1.2.2 bis 2.2.1.2.6, S. 218 ff.).

Radikale Entbuschungsaktionen können das Angebot an Ansitzwarten für Braunkehlchen, Neuntöter, Raubwürger und Greifvögel wie Baumfalke (Sommerhalbjahr) und Merlin (Winterhalbjahr) verschlechtern. Sie verringern zudem die Deckungsmöglichkeiten für den Wachtelkönig. In Habitaten des Wald-Wiesenvogelchens kann sie zum Verschwinden der Art führen. Vollständige Entbuschung von Weiden vernichtet auch die Entwicklungshabitate z.B. des Moschusbocks und beseitigt wichtige Überwinterungshabitate von Kleintieren (vgl. Kap. 1.5.1.1).

In den durch Entbuschung entstandenen offenen Bodenstellen ist zuweilen die Neukeimung der unerwünschten *Solidago*-Arten zu beobachten (VO-SER-HUBER 1983 in EGLOFF 1984).

In Übergangsmoorebereichen mit Vorkommen der Strauch-Birke (*Betula humilis*) können durch schlecht vorbereitete Entbuschungsaktionen unbeabsichtigt Individuen dieses seltenen Moorgehölzes entfernt werden.

Zur Konfliktvermeidung mit dem Bayer. Waldgesetz s. Kap. 3.4.7.

Auswirkungen von Entholzungsmaßnahmen auf die zu schwendenden Gehölze

Zu den Gehölzen der Streuwiesen-Lebensräume, die sich nur unter Schwierigkeiten bekämpfen lassen, gehört der Faulbaum. Um ein Faulbaum-Polykor-

mon zu zerstören, müssen mitunter die Austriebe mehrere Jahre hintereinander nachgeschnitten werden. Bekämpfungserfolge stellen sich um so rascher ein, je zeitiger das Nachschneiden der Austriebe in die Vegetationsperiode verlegt wird. "Nachschneideaktionen" der Polykormone erfordert auch die Zitter-Pappel, die nach Fällung sofort Wurzelsproß-Austriebe in bis zu 15 Meter Abstand vom Mutterbaum bildet.

Auch sehr bekämpfungsresistente Polykormongehölze wie die Schlehe verschwinden, wenn einige Jahre hintereinander die nachwachsenden Triebe zweimal geschnitten werden, wobei sich Schnittzeitpunkte in der dritten Junidekade und in der zweiten Augustdekade bewährt haben (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 2.1.2.3.1).

Keine Probleme bereiten die Koniferen (Kiefer/Fichte) mehr nach dem Schwenden. Für die Kiefer und die Fichte ist das Abfällen stets letal, da den Nadelhölzern die Fähigkeit des Stockausschlages versagt ist.

2.1.1.8 Rotierende Pflege (turnusmäßiger räumlicher und terminlicher Wechsel der Pflege), Kontrollierte Brache

Brache / Herbst-Streumahd

Diese Form der Rotation ist in Regionen mit Einstreubedarf heute noch aus ökonomischen Gründen für ertragsarme Streuwiesen (z.B. *Trichophorum*-Rasen, PRIMULO-SCHOENETEN) gebräuchlich.

Die Reaktionen der Fauna sind mit denen bei regelmäßiger Herbstmahd vergleichbar; zahlreiche typische Streuwiesentiere werden durch zwischengeschaltete Brachejahre deutlich gefördert und erreichen bei dieser Pflegeform die höchsten Individuendichten (Beispiele siehe Kap. 4.2.2.2.2).

Veränderungen der Mengenverhältnisse zugunsten der Hauptbestandesbildner und Benachteiligungen der niedrigwüchsigen Rosettenpflanzen und insbesondere der Lückenpioniere ergeben sich bereits, wenn regelmäßig einjährige Brachephasen eingeschoben werden, wie BOSSHARD et al. (1988) nachwies (vgl. Kap. 2.2.1.3, S. 221). Für konkurrenzschwache, kleinwüchsige Arten (*Dactylorhiza traunsteineri*, *Tofieldia calyculata*, *Gentiana clusii et verna*, *Primula farinosa*, s. Kap. 1.4.2.1.5) und insbesondere die Therophyten *Gentiana utriculosa*, *Pedicularis sylvatica et palustris* sind reduzierte Deckungsanteile und Blühaspekte infolge der periodischen Verdämmung durch niederliegendes Altgras nach Brache zu erwarten. Die Auswirkungen längerer Brachephasen auf die Zusammensetzung der Streuwiesenfauna werden in Kap. 2.2.2, S. 222 dargestellt.

Brache / Sommer-Futtermahd

Zu den Auswirkungen dieser Pflegekombination auf Flora und Vegetation gibt es bisher keine vergleichenden Untersuchungen, so daß unklar ist, inwieweit das eingeschobene Brachejahr die Revitalisierung der Streuwiesenarten, die gegen die Sommermahd empfindlich sind (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184),

bewirken kann. Der Wechsel von Brache und Sommermahd ist vor allem für Überflutungstreuwiesen eine interessante Pflegealternative zum Turnus Brache/Herbstmahd, in denen *Phragmites australis* und *Filipendula ulmaria* kritisch hohe Deckungswerte aufweisen. Bei dem Turnus Sommermahd/Brache werden das Schilf und das Mädesüß möglicherweise noch im Zaum gehalten, während dies bei dem Turnus Herbstmahd/Brache nicht mehr der Fall ist.

Die Reaktion der Fauna auf diese Pflegeform ist - ohne gleichzeitige räumliche Rotation - mit der auf regelmäßig praktizierte Sommermahd vergleichbar. Eingeschobene Brachejahre können die Negativwirkungen der frühen Mahd auf viele charakteristische und gefährdete Tierarten der Streuwiesen-Lebensräume nicht kompensieren.

Herbst- und Sommermahd

Diese Pflegeform entspricht der herkömmlichen Bewirtschaftungsweise, die in der Grünlandwirtschaft angewendet wurde, wenn schlechte Heuernten durch vermehrte "Moosheu"ernte ausgeglichen werden mußten. Zu den Auswirkungen auf die Streuwiesenflora bei diesem Turnus - verglichen mit der Herbstmahd - fehlen bisher dokumentierte Untersuchungen. Gegen Sommerschnitt empfindliche Arten dürften jedoch auf Dauer bei diesem Termin - verglichen mit Herbstmahd - deutlich benachteiligt sein. Dies gilt sowohl für (erwünschte) hochwertige Streuwiesenpflanzen als auch für Problempflanzen der Streuwiesenpflege wie Schilf und Mädesüß, denen der frühe Schnitt zusetzt (vgl. Kap. 2.5.1.2. S. 247).

Eine Artenverarmung der Streuwiesentierwelt ist bei dieser Pflegeform - wie bei alleiniger Sommermahd - nur zu vermeiden, wenn zugleich eine räumliche Rotation stattfindet. Dies sei an einem Beispiel verdeutlicht: Findet der Lungenezian-Ameisenbläuling nach erfolgter Sommermahd keine belegbaren Wirtspflanzen vor, oder wurden die bereits abgelegten Eier mit dem Mähgut abtransportiert, führt dies unweigerlich zum Zusammenbruch der Population, wenn nicht auf anderen Flächen ebenfalls für die Art geeignete (siehe Kap. 1.5.2.4) Bestände von *Gentiana pneumonanthe* oder *Gentiana asclepiadea* vorhanden sind, auf denen eine ungestörte Entwicklung bis Ende September möglich ist!

Extensive Beweidung / Sommermahd bzw. extensive Beweidung / Herbstmahd

Auch diese Pflegekombinationen sind an herkömmliche Nutzungsweisen angelehnt, die insbesondere im nordbayerischen Raum bis in neuere Zeit gebräuchlich (SCHNEIDER 1990; MACK, SCHARF, KÜSPERT, 1992, mdl.) waren.

In Bereichen mit trittbedingten Bodenverwundungen vermag sich die Vegetation in den zwischengeschalteten Mahdjahren zu regenerieren. Der Schnitt wirkt auf den Pflanzenbestand homogenisierend und schwächt die "Weideunkräuter". Dies gilt insbesondere für giftige und/oder stachelige Pflanzen wie *Veratrum album* und *Cirsium palustre*. Pflanzen mit ausgesprochenen Fraßschutzeinrichtungen sind zu meist deshalb besonders mahdempfindlich, weil bei

ihnen das Vermögen verkümmert oder gar nicht erst entwickelt ist, mechanische Verletzungen durch Triebneubildungen zu kompensieren (vgl. GRAD-MANN 1950: 212).

Die Wirkung mit extensiver Beweidung kombinierter Herbstmahd auf die Fauna unterscheidet sich mutmaßlich nicht wesentlich von der regelmäßiger Beweidung.

Die Kombination Beweidung/Sommermahd führt allerdings wegen der durchgehend frühzeitigen Nutzung zur Veränderung bzw. Verarmung der typischen Streuwiesen-Lebensgemeinschaft.

Spätblühende Pflanzen und Kleintierarten mit später phänologischer Entwicklung (siehe Kap. 2.1.2, S. 210) haben kaum noch Überlebenschancen. Nach diesem Verfahren gepflegte Streuwiesenflächen weisen für blütenbesuchende Insektenarten und Früchtenutzer sehr ungünstige Bedingungen auf.

Mulchen/Herbstmahd, Mulchen/Sommermahd, Mulchen/Brache

Besonders die letzte Variante kann wegen fehlender Nährstoffexporte auf wüchsigen Standorten zu Eutrophierungserscheinungen führen.

Eine sehr hohe Schädigung der Insektenfauna ist besonders zu erwarten, wenn das Mulchen großflächig in einem Pflegegang über den ganzen Moorbiotop erfolgt. In besonderem Maße gilt dies für die Kombination mit Sommermahd (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184).

Räumliche Rotation

Unter räumlicher Rotation wird verstanden, für bestimmte Pflegeverfahren wie dem Sommerschnitt von Jahr zu Jahr die Flächen zu wechseln. Der Zweck der Rotation besteht darin, mit den nachteiligen Auswirkungen einer Pflegemethode eine konkrete Fläche nicht zu stark zu belasten. Kontrollierte Untersuchungen zu den Auswirkungen der Rotationspflege liegen bisher nicht vor.

Kontrollierte Brache

Unter "Kontrollierter Brache" wird das Einschieben von höchstens einigen Brachejahren verstanden, die abgebrochen werden, sobald stark degradierend wirkende Sukzessionsprozesse wirksam werden. Zweck der Kontrollierten Brache ist es, spätblühenden und spätfruchtenden und zugleich nur mäßig bracheempfindlichen Streuwiesenpflanzen wie *Gentiana asclepiadea* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) die Ausbreitung zu ermöglichen. Zugleich werden Kleintierarten begünstigt, deren Überwinterungshabitate durch die übliche Herbstmahd zerstört werden.

Die Auswirkungen kurzzeitiger Brache, die somit auch bei der Anwendung der Kontrollierten Brache zu erwarten sind, werden im Kap. 2.2.1.3 (S. 221) dargestellt.

2.1.1.9 Auswirkungen der bei der Streumahd verwendeten Geräte

Die ehemalige Streuernte mit Sense, Heurechen und Heugabel ist heute weitgehend durch motorgetriebene Techniken ersetzt. Vor allem das Sammeln und

Laden geschieht häufiger von Hand, wenn schwer beladene Ladewagen nicht einsetzbar sind. Für den Mähvorgang sind hauptsächlich Balkenmäher als handgeführte Einachser (für kleine und sehr nasse Flächen) und an den Traktor angebrachte Doppelmesser- bzw. Kreiselmäherwerke (für größere Flächen) im Einsatz. Seltener werden allradgetriebene Mähfahrzeuge und Mähraupen verwendet. Die Boden Anpassung dieser Geräte unterscheidet sich je nach Arbeitsbreite und Ausführung nicht wesentlich von der Boden Anpassung bei der Sensenmäh (WIEDEMANN 1992, mdl.). Durch eine (zu) tiefe Einstellung des Mähwerks werden Gräserbulte u.U. so stark "abrsiert", daß im Folgejahr Kahlstellen entstehen können.

Auswirkungen von Mulchgeräten

Durch Mulchgeräte wie Schlegelmulcher werden Blattrosetten und Grashorste unter Umständen sehr stark zermalmt. Wenn sich auch kleinere Kahlstellen meist rasch regenerieren (vgl. die Dauerbeobachtungsflächen im NSG Ellbach und Kirchseemoor; AURICH 1987), ist doch zumindest die Möglichkeit zur Einwanderung von schwer zu entfernenden Fremdarten (z. B. Goldruten) oder Gehölzen erhöht (vgl. VOSER-HUBER 1983, zit. in EGLOFF 1984).

Auf die Nachteile des Einsatzes von Mulchgeräten für die Kleintierfauna wurde bereits in Kap. 2.1.6 aufmerksam gemacht (vgl. auch OST 1979 und LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"). Zu den direkten Verlusten durch Tötung tritt der im Vergleich zur Mäh radikalere Nahrungszug für phytophage Kleintiere, da hier auch z.T. die Blattrosetten und Grundblätter mit entfernt werden und als Nahrungsquelle ausfallen.

Eine Verschärfung der Nahrungsverknappung tritt auch ein, wenn bei der Mäh ein tief angesetzter Schnitthorizont gewählt wird.

Auswirkungen überhöhter Auflast

Im Extremfall wird die Vegetationsdecke durch Einsinken und Steckenbleiben der Fahrzeuge ("Verhocken") zerstört. Danach bilden sich häufig artenarme Pionier- und Störgeellschaften aus, gelegentlich entstehen bei oligotrophen bis mesotrophen Standortverhältnissen in tiefen Fahrspuren bei +/- kontinuierlicher Durchnässung des torfigen Substrats auch Pioniergesellschaften (NANOCYPERION) mit *Cyperus flavesens* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5) und *Triglochin palustre*, an lehmigen Stellen oft mit *Cyperus fuscus*, *Isolepis setacea*, *Carex distans*, *Blysmus compressus*, *Juncus compressus*, *Centaureum pulchellum* und *Trifolium fragiferum*.

In Übergangsmooren werden nasse Fahrspuren gerne von *Rhynchospora alba* und *Rhynchospora fusca* besiedelt, gelegentlich treten an solchen Stellen auch *Lycopodiella inundata*, *Drosera intermedia* und *Utricularia minor* hinzu.

Die entstehenden Kleinstrukturen ermöglichen zahlreichen Tierarten erst die Besiedlung der Streuwiesen-Lebensräume. Beispiele für Tierarten, die von kleinräumiger Standortvielfalt profitieren, wurden in Kap. 2.1.4 gegeben. Tiefere, bis in den Som-

mer hinein wassergefüllte "Mähschlenken" können außerdem von wasserlebenden Kleintieren besiedelt werden (Wasserkäfer, Libellenlarven z.B. der Gefleckten Smaragdlibelle oder der Gebänderten Heide libelle, Amphibienlarven), die ihrerseits das Nahrungsangebot für Vögel der Streuwiesen-Lebensräume bereichern.

2.1.2 Zusammenfassung und Bewertung (Bearbeitet von B. Quinger)

Jede Pflegemethode muß sich zunächst einmal daran messen lassen, ob sie überhaupt geeignet ist, den dauerhaften Erhalt der zu pflegenden Pfeifengras-Streuwiesen, Kopfbinsen-, Haarbinsen-, Kleinseggenrieder und Großseggen-Streuwiesen zu gewährleisten. In Kapitel 1.7 ist bereits herausgestellt worden, welche Zustände und Abläufe in Streuwiesen die Pflege aufrechterhalten muß:

- Verhinderung von Verbuschung, Verfilzung und Verhochstaudung;
- Die Sicherung des spezifischen Wasserhaushaltes, den eine Streuwiesen-Lebensgemeinschaft besitzt (vgl. Kap. 1.3.2);
- Die Verhinderung der allmählichen Aufdüngung des Standorts.

Die Einlösung der Kernziele 2 und 3 setzt außer einer entsprechend abgestimmten Bestandespflege ggfs. trophische und hydrologische Pufferungen voraus (vgl. Kap. 2.4, S. 232). Letztlich verdient nur eine Behandlung von Streuwiesen die Bezeichnung "Bestandeserhaltende Pflege", die alle drei Maßgaben beherzigt. Zu diesem Zweck kann es sinnvoll und erforderlich sein, zwei oder sogar mehrere Pflegeformen miteinander zu kombinieren.

Einen hohen Stellenwert bei der Biotoppflege nehmen heute die Belange des Artenschutzes ein. Die Pflegekonzeptformulierung zu Streuwiesen-Gebieten wird heute deshalb häufig nach seltenen und zugleich attraktiven Arten ausgerichtet. Dagegen ist prinzipiell nichts einzuwenden, solange darauf geachtet wird, daß die drei Grundmaßgaben der Streuwiesenpflege nicht aus dem Auge verloren werden.

Vielfach geschieht die Auswahl der Pflegemethode ausschließlich nach dem Gesichtspunkt, jede unmittelbare Beeinträchtigung von einer mehr oder weniger willkürlich ausgewählten Zielart fernzuhalten. Mindestens ebenso wichtig und oft zielführender ist es jedoch, eine Pflegeform daraufhin zu bewerten, ob sie sich dazu eignet, Problemarten in Schach zu halten, die mit ihrer Ausbreitung die Degradation oder sogar die allmähliche Zerstörung der Streuwiesen-Lebensgemeinschaft herbeiführen. Es muß sichergestellt sein, daß eine Pflege stattfindet, die auf die Erhaltung der gesamten Streuwiesen-Lebensgemeinschaft abzielt.

Das Dilemma, das sich aus dem Vorkommen mehrerer stark bedrohter Arten auf einer Fläche ergibt, die in ihren Pflegebedürfnissen konträr zueinander gelagert sind, tritt heute vor allem bei der Pflege stark geschrumpfter und zersplitterter Restflächen ehemals viel ausgedehnter Streuwiesen-Lebens-

räume offen zutage. Letztlich ist der Erhalt des Gesamtarten-Inventars der Streuwiesen-Lebensgemeinschaften nicht auf kleinen Restflächen möglich. Nur auf ausreichend großen Flächen kann das, insbesondere für eine reiche Fauna erforderliche Nebeneinander verschiedener Strukturtypen und auch Sukzessionsstadien mit Erfolg angestrebt werden.

Eine Landschaftspflege, die über den bloßen Artenschutz hinaus auch die Aspekte der Landeskultur und des Erhalts typischer Landschaftsbilder im Auge behält, wird von vorneherein die Pflegeformen bevorzugen, die sich an die traditionelle Nutzung der Moorbiesen, Riedwiesen, Moorweiden, Hangquellmoore usw. anlehnt. Das Ziel, produktive Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen in ihren traditionellen Nutzungsstrukturen zu erhalten, wird sich nur mit alljährlicher, nicht vor Anfang Oktober durchgeführter Herbst- oder Spätherbstmahd realisieren lassen. Nichts anderes gilt für die Erhaltung der Moorweiden. Locker bestockte Moorweidegebiete, wie sie noch in der Allmendeweide bei Fronreiten im südwestlichen Lkr. Weilheim studiert werden können, und die Pflegeform "Rinderbeweidung" gehören untrennbar zusammen. In diesem Zusammenhang stellen sich folgende Fragen:

- Wie muß die Herbstmahd im einzelnen durchgeführt werden, um ein Maximum der Pflegeziele zu erreichen? Bei welchen Sonderfällen muß vorübergehend zeitiger gemäht werden? Mit welchen Geräten ist die Mahd durchzuführen? In welchem Umfang sind Brache-Inseln zu dulden usw.?
- Wie muß die Rinderbeweidung im einzelnen praktiziert werden?

Die Grundpflegeform wird durch die Gebietstraditionen häufig schon vorgegeben. Die gilt auch für die im nördlichen Bayern auf Ried- und Moorbiesen praktizierte Heumahd. Die nachfolgende Bewertung der Pflegeformen zielt deshalb weniger auf Globalurteile als vielmehr darauf ab, die wichtigsten Durchführungsalternativen dieser Grundpflegeformen in den Vordergrund zu rücken und daraufhin zu beurteilen, welche Pflegeziele sich mit ihnen erreichen lassen. Mit Ausnahme des Abflämmens läßt sich über keine der im Kapitel 2.1.1 vorgestellten Pflegeformen ein Pauschalurteil fällen wie "ist rundheraus abzulehnen" oder "ist unterschiedslos von Vorteil". Bei der Besprechung der Pflegeformen und Pflegeverfahren wird dieselbe Reihenfolge wie im Kapitel 2.1.1. eingehalten.

Herbstmahd

Die regelmäßig im Oktober oder November durchgeführte Herbstmahd ist die Bewirtschaftungsform der Pfeifengraswiesen, Kopfbinsen- und Kleinseggenrieder, die die typischen Streuwiesen-Lebensgemeinschaften erzeugt. Insbesondere mit mittel- und hochwüchsigen Schaftstauden wie *Cirsium tuberosum*, *Serratula tinctoria*, *Selinum carvifolia*, *Gentiana asclepiadea*, *Swertia perennis*, *Iris sibirica* angereicherte Streuwiesen behalten bei Mahd-Management ihren Reichtum an diesen sich spät entwickelnden Streuwiesenarten auf Dauer nur bei,

wenn die Mahd spät durchgeführt wird. Frühschnitte im August unterbinden nicht nur die generative Fortpflanzung dieser Arten, sondern mutmaßlich ebenso die spätsommerliche und frühherbstliche Nährstoffrückverlagerung, wie es für die Hauptbestandbildner der Streuwiesen wie den Pfeifengras- oder den Kopfried-Arten nachgewiesen ist (vgl. Kap. 2.1.1.1 und 2.1.1.2, S. 181 ff.).

Mindestens ebenso wichtig ist eine späte Durchführung der Mahd für die "Streuwiesen-Charakterarten" unter den einheimischen Insektenarten. Sie vollenden ihre Entwicklungszyklen erst spät im Jahr wie der Ameisenbläuling oder die an spät fruchtenden Streuwiesenpflanzen gebundenen Samennutzer (vgl. Kap. 2.1.1.1, S. 181). Eine zeitig angesetzte Mahd führt zu drastischen Rückgängen dieser Arten.

Aus diesem Sachverhalt darf nicht die Schlußfolgerung gezogen werden, daß die Herbstmahd generell die geeignetste Pflegemethode von Streuwiesen darstellt.

Die Herbstmahd eignet sich nicht zur Zurückdrängung von Problempflanzen wie der Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) oder des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigeios*) (vgl. Kap. 2.5.1.2.3 und 2.5.1.2.4, S. 249 ff.). Sollen übermäßige Dichten des Schilfs in Überflutungs-Streuwiesen behoben werden, so zeigt ein im Spätsommer oder Frühherbst vorgenommener Schnitt, solange das Schilf noch grün ist, größere Wirkung als der Herbstschnitt (vgl. Kap. 2.5.1.2.5, S. 249).

Sollen Aushagerungen von Streuwiesen, die Anzeichen von Eutrophierungen erkennen lassen, herbeigeführt werden (vgl. Kap. 2.3.2, S. 226), so sind ebenfalls stärkere Entzüge bei einem frühen Schnittzeitpunkt zu erwarten. Allerdings ist trotz erhöhter Entzüge zunächst eine Förderung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes auf Kosten von Streuwiesenarten nicht auszuschließen, da diese durch den (spät)sommerlichen Schnitt im Unterschied zu den typischen Streuwiesenarten nicht geschädigt werden.

Bei einigen typischen Kleintierarten der Streuwiesen-Lebensräume ist das Überleben auch bei einem späten Herbstschnitt nicht gewährleistet. So kann zum Beispiel der Abbiß-Schneckenfalter, der Raupen-Überwinterungsgespinnste in bis zu 20 cm Höhe über dem Boden anlegt, nur überleben, wenn einzelne Streuwiesenbereiche von der Mahd ausgespart bleiben. Sollen auf solche Frühbrache-Stadien angewiesene Tierarten erhalten werden, so ergibt sich die Anforderung, einzelne Streuwiesenbereiche von der Herbstmahd auszusparen.

Sommermahd

Unter "Herbstmahd" wurde schon angesprochen, daß sich einige Pflegeziele besser mit Sommermahd als mit Herbstmahd realisieren lassen:

- die Zurückdrängung von Problemarten wie *Solidago spec.* und *Calamagrostis epigeios*;
- das Beheben starker Verschilfungen in Streuwiesen;

- der Entzug von Nährstoffen erfolgt bei (spät)sommerlicher Mahd in einem Zeitraum, in dem die Vegetationsdecke noch grün und noch nicht verstroht ist wie im Herbst. Durch Eutrophierung beeinträchtigte Streuwiesen (vgl. Kap. 2.3.2, S. 226) lassen sich durch vorübergehenden Sommerschnitt rascher aushagern als bei Anwendung des Herbstschnittes.

Wenn diese Störzustände beseitigt werden sollen, stellt die (spät)sommerliche Mahd mithin gegenüber der Herbstmahd die geeignetere Pflegemethode dar. Über die Beseitigung von Störzuständen hinaus gibt es durchaus einige Gesichtspunkte, die für einen frühen Schnitt sprechen.

Niedrigwüchsige, bereits im Frühling und im zeitigen Frühsommer blühende Rosetten- und Horstpflanzen wie *Primula farinosa*, *Gentiana clusii*, *Aster bellidiastrum*, *Ranunculus montanus*, *Pinguicula spec.*, auch einige ausläufertreibende Kleinsseggen-Arten wie *Carex panicea* werden durch einen (spät)sommerlichen Schnitt begünstigt. Die Hauptbestandbildner in den Streuwiesen werden in ihrer Vitalität geschwächt und müssen daher den niedrigwüchsigen Arten einen Teil ihrer Wuchsräume abtreten. In Streuwiesenpartien,

- die in ihrer Wertigkeit in erster Linie von den Frühjahrsblüheren bestimmt werden oder
- in denen die Frühjahrsblüher wieder gezielt gefördert werden sollen (z.B. durch Wiederaufnahme der Pflege nach langjähriger Brache),

läßt sich zumindest mit einer vorübergehenden Durchführung der Sommermahd das Pflegeziel, diese Artengruppe zu fördern, eher realisieren als mit fortgesetzter Anwendung der Herbstmahd.

Auf die Fauna der Streuwiesen-Lebensräume, aber auch auf die spät ihren Entwicklungszyklus abschließenden Streuwiesenpflanzen wirkt sich die (spät)sommerliche Mahd stark schädigend aus. Im Unterschied zur Herbstmahd, die für Streuwiesen-Lebensräume als das Standard-Pflegeverfahren gelten kann, beschränkt sich die Anwendung der (spät)sommerlichen Mahd auf die vorstehend genannten Sondersituationen.

Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung

Zweischürige Futterwiesennutzung mit extensiver Stallmistdüngung führt zu einer Umwandlung der Streuwiesen-Bestände in artenreiches Feuchtgrünland und stellt eine Umwandlung nach dem Art. 6d1 BayNatSchG geschützter Flächen dar, so daß Genehmigungen von den zuständigen Naturschutzbehörden für derartige Maßnahmen vorliegen müssen.

Extensiv gedüngte Moorwiesen können wegen ihres Blütenreichtums (*Polygonum bistorta*, *Cirsium rivulare*, *Trollius europaeus*, *Sanguisorba officinalis* u.a.) dennoch von hohem Wert sein. Da Mistdüngung betriebswirtschaftlich wenig lohnt bzw. Mist wegen ausschließlicher Schwemmenmistung in vielen landwirtschaftlichen Betrieben nicht mehr vorhanden ist, sind diese Wiesentypen heute vielerorts seltener als Streuwiesen.

Ob an Stellen, an denen noch reichlich Streuwiesen vorhanden sind, jedoch starke Defizite an artenreichen CALTHION-Wiesen bestehen, eine Umwandlung einiger Streuwiesen in Frage kommt, bedarf der sorgfältigen gutachterlichen Einzelfallbewertung.

Beweidung durch Rinder

Die Rinderbeweidung zur Pflege von Moor- und Streuwiesenbereichen bietet sich vor allem dort als Pflegealternative zur Streumahd an, wo die Moorbeweidung bis in die Gegenwart hinein als traditionelle Bewirtschaftungsform ausgeübt wurde. Da sich die Rinderweide nur noch ausnahmsweise in der traditionellen Form als Triftweide durchführen läßt, ist sie als Pflegeform von Ried- und Moorbereichen nur eingeschränkt geeignet. Bei Standkoppelweide ergeben sich auf den beweideten Flächen stärkere Trittbelastungen und damit häufig stärkere Schädigungen als bei den früher üblichen Triftweideverfahren. Die Trittlöcher stellen günstige Keimbetten für Gehölze dar.

Schwierigkeiten bereitet zudem die Bereitstellung geeigneter Rinder-Rassen. Von den heute verbreiteten Hochleistungsrassen läßt sich nur das Jungvieh auf streuwiesenartigen Vegetationsbeständen ohne Zufütterung aufstellen. Ansonsten muß auf anspruchslose Rassen wie Murnau-Werdenfeler oder ursprüngliche Schläge des Braunviehs zurückgegriffen werden, die jedoch kurzfristig wegen ihrer Seltenheit nicht verfügbar sind. Von den ausländischen Rassen sind grundsätzlich das Schwedische Fjällrind und das schottische Galloway-Rind zur Beweidung von magerrasen- und streuwiesenartigen Vegetationsbeständen geeignet. Galloway-Rinder vermögen sogar die Regeneration von kurzrasigen Moorweiden aus vollkommen verfilzten *Molinia*-Brachen zu bewerkstelligen, da sie extrem eiweißarme Gras-Phytomasse und sogar die abgestorbene Nekromasse verzehren.

In Koppelweiden haben sich kurze Besatzzeiten (4 Wochen im Jahr) bei relativ hoher Besatzdichte (ca. 1,5 GVE) besser bewährt als niedrige Besatzdichten kombiniert mit sehr langen Weidezeiträumen. Moorweiden lassen sich bei Koppel-Umtriebsweide im Montanbereich anscheinend mit einer ca. 3-wöchigen Julibeweidung durch geeignete Rinder und einer 1-2 wöchigen Nachweide im Herbst bei ca. 1,5 GVE erhalten.

Abflämmen

Das Abbrennen ist nur sehr eingeschränkt tauglich zur Beseitigung von Gehölzen wie *Frangula alnus*. Durch vorhergehende Brache erzeugte Streufilzdecken können durch Abbrennen beseitigt werden. Als "heiße Feuer" kann es erhebliche Stickstoff-Entzüge herbeiführen.

Dennoch eignet sich das Abflämmen nicht zur Erhaltung bzw. zur Regeneration von Vegetationsbeständen, die den gemähten Streuwiesen ähneln. Es bilden sich artenarme Dominanzbestände des Pfeifengrases, die wenig mit dem Bild einer blütenreichen Streuwiese gemeinsam haben. Gefördert werden zudem das Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), auf

trockeneren Kalk-Pfeifengraswiesen die *Brachypodium*-Arten.

Das Abbrennen ließe sich allenfalls als einmalige Primärpflegemaßnahme zur Beseitigung von Streufilzdecken auf Streuwiesenbrachen einsetzen, es scheidet jedoch aus naturschutzfachlichen und rechtlichen* Gründen als Pflegemethode zur Erhaltung der Streuwiesen aus. Selbst der begrenzte Einsatz des Abbrennens zur Beseitigung von Streufilzdecken auf Streuwiesenbrachen wäre mit erheblichen Durchführungsproblemen behaftet.

Mulchen

Das Mulchen kann - verglichen mit gemähten Beständen - auf Dauer zu deutlichen Aufdüngungsercheinungen führen, so daß sich mesotrophente, schnittfeste Wiesenpflanzen auf Kosten der Streuwiesenpflanzen auszubreiten vermögen. Eine derartige Reaktion ist zumindest auf Streuwiesenstandorten mit einer hohen Sorptionskapazität für P und K zu erwarten (vgl. Kap. 1.3.3).

Ein Vegetationsumbau, der von den streuwiesenartigen Vegetationsbeständen wegführt, erfolgt bei andauerndem Mulch-Management erst nach längeren Zeiträumen als bei Brache mit Folgewirkungen, die bei weitem nicht als so drastisch anzusehen sind. Bei Mangel an Pflegekapazität bietet es sich an, alternierend zur Herbstmahd das Mulchen durchzuführen, anstatt die Streuwiesenflächen brach fallen zu lassen. Die vegetations- und strukturverändernde Wirkung ist beim Wechsel Herbstmahd/Mulchen geringer als beim Wechsel Herbstmahd/Brache.

Entbuschen

Die Entbuschung ist nicht nur als "Primärpflege" von Streuwiesenbrachen obligatorisch, die wieder in die Nutzung genommen bzw. gepflegt werden sollen. Als Ergänzungspflege zur Rinderbeweidung auf Moorweiden wird das Entbuschen niemals völlig entbehrlich, da dem Verbuschungs- und Verwaltungsdruck durch bloße Beweidung nur begrenzt entgegen gewirkt werden kann.

Bloßes Entbuschen "verwachsener" Streuwiesenbrachen führt nicht zur Regeneration der Streuwiesenvegetation, da die Sukzessionsprozesse "Verfilzung" und Verhochstaudung" (vgl. Kap. 2.2.1.2.2 und 2.2.1.2.3, S. 218 ff.) dadurch in keinster Weise behindert werden. Eher ist vom Gegenteil auszugehen: plötzliche Belichtung durch Freischlagen des Standorts bei Fortbestehenlassen der Brache begünstigt in erster Linie die produktiven Brachegräser und v.a. auf mineralreichen, nicht zu nassen Streu-

wiesenstandorten die Hochstauden und leistet den Sukzessionsprozessen Verfilzung und Verhochstaudung erst richtig Vorschub. Eine großangelegte Entbuschung von Streuwiesenbrachen kann nur als ein zweckgerichteter Beitrag zur Streuwiesenpflege gelten, wenn die Folgepflege sichergestellt ist.

Soll das Ziel erreicht werden, unerwünschte Gehölze zu beseitigen, so ist insbesondere bei polykornbildenden Gehölzen wie *Frangula alnus* ein jahrelanges, zweimaliges Nachschneiden der Austriebe pro Vegetationsperiode (dritte Juni-Dekade, zweite August-Dekade) erforderlich.

Es ist eine Frage der Auswahl der zu schwendenden Gehölze, ob eine monotone Struktur oder ein abwechslungsreiches Erscheinungsbild erzeugt wird. Die komplette Abräumung von Heideflächen führt unvermeidlich zu einer Artenverarmung. Unbeabsichtigte Schädigungen können bei Entbuschungen geschehen, wenn im Grenzbereich von Streuwiesen zu genutzten Übergangsmooren Strauchbirken (*Betula humilis*) entfernt werden.

Kombinierte Pflegeverfahren und Kontrollierte Brache

Brache/Herbstmahd

Die Durchführung der Herbstmahd im zweijährigen Turnus mit Einschieben von Brachejahren stellt eine Pflegealternative für +/- artenarme, schwach produktive Kopfbinsen-, Haarbinsen- und Kleinseggenrieder dar, in denen keine hochwertige Lückenspionierarten vorkommen und eine allmähliche Verdrängung dieser Arten durch Streufilzdeckenbildung und eine verstärkte Wüchsigkeit der Hauptbestandesbildner nicht zu erwarten ist. Zahlreiche Insektenarten werden dadurch gefördert (s. Kap. 1.5).

Brache/Sommer-Futtermahd

Bietet sich vor allem in nassen, mesotrophen Überflutungs-Streuwiesen als Pflegealternative an, die wegen großer Nässe nicht jedes Jahr gemäht werden können. In trockeneren Jahren, in denen die Mahd möglich ist, bewirken frühe Mahdtermine empfindliche Schädigungen des Schilfs, das auf solchen Streuwiesenstandorten sehr konkurrenzkräftig ist.

Herbst- und Sommermahd

Nicht schematisch, sondern in Abhängigkeit vom aktuellen Zustand der zu pflegenden Streuwiesen angewandt, erscheint das Variieren von Sommer- und Herbstmahd als geeignet, um einerseits bestimmte Störzustände bekämpfen zu können, ande-

* Das Abbrennen jedweder Bodendecken auf Wiesen, Feldrainen, ungenutztem Gelände, an Hecken oder Hängen ist verboten (Art 2 Abs. 1 Nr.1 und 3 NatEG vom 29.06.1962, GVBl. S.95). Es ist außerdem verboten, im Wald oder in einer Entfernung von weniger als 100 m davon Bodendecken abzubrennen und Pflanzen oder Pflanzenreste flächenweise abzusengen (§ 29 Abs. 1 Nr.3 und 4 der Landesverordnung über die Verhütung von Bränden vom 21.04.1961, GVBl. S.136). Zum Wald gehören hier auch Heide- und Ödflächen, die mit diesem in einem räumlichen Zusammenhang stehen. Die Polizei, die Landwirtschafts- und Forstämter, die Naturschutzwacht und die Forstschutzbeauftragten sind gehalten, im Rahmen ihrer Zuständigkeit bei der Ermittlung und Verfolgung von Zuwiderhandlungen mitzuwirken (Bekanntmachung des StMLU vom 30.07.1990, Nr. 7879-618-23490, AllMBI. 19/90, S. 720).

rerseits aber die Schädigungen für die Streuwiesenarten in Grenzen zu halten.

Extensive Beweidung/Herbstmahd

Das Einschleichen von Mahden auf Moorweiden ist angezeigt, wenn der Überhandnahme von Weideunkräutern entgegengewirkt werden soll.

Mulchen/Herbstmahd, Mulchen/Sommermahd, Mulchen/Brache

Mulchen stellt lediglich im Wechsel mit Herbstmahd eine akzeptable Pflegealternative dar. Da der Mulchschnitt im August durchgeführt werden muß, schädigt die Kombination Mulchen/Sommerschnitt auf Dauer stark die gegen frühen Schnitt empfindlichen Arten. Bei der Kombination Mulchen/Brache erfolgen keine Nährstoffentzüge; vor allem auf Standorten mit einem hohen Sorptionsvermögen sind Aufdüngungswirkungen zu erwarten.

Räumliche Rotation

Für die Erhaltung der Fauna eines Streuwiesen-Gebietes bieten Pflegeverfahren mit räumlicher Rotation entscheidende Vorteile. Sie reduzieren das Risiko, daß Arten bzw. Artengruppen, die durch die Anwendung einer Pflegemethode beeinträchtigt werden, in einem Streuwiesen-Komplex völlig aussterben. Selbst bei lokalen Extinktionen besteht so die Chance der Wiederbesiedlung (vgl. Kap. 4.2.2.2). Vor allem die flächendeckende Anwendung der Pflegevarianten mit früher Mahd oder bis in den Hochsommer anhaltender Beweidung kann zum Ausfall vieler charakteristischer Streuwiesenarten führen.

Kontrollierte Brache

Kontrollierte Brache kann eine sinnvolle Ergänzungspflege in Schutz- und Pflegegebieten darstellen, deren offene Rasenflächen größtenteils gemäht werden. Das vorübergehende Aussparen von Teilflächen (z.B. im Randbereich zu Gebüsch oder Wäldern) aus der Mahd garantiert die Fruchtbildung bei Spätblüherern wie *Gentiana asclepiadea*, die selbst auf erst im Oktober gemähten Flächen nicht gewährleistet ist. Die jungen Brachezustände bieten zudem verschiedenen Insektenarten Überwinterungshabitate wie Hohlstengel usw., die den gemähten Flächen fehlen.

Sollen Flächen, auf denen die Kontrollierte Brache ausgeübt wird, nicht als Offenflächen verloren gehen, so muß die Auflassungsdynamik je nach einsetzender Sukzessionsdynamik nach 4-5, spätestens nach 10 Jahren abgebrochen werden.

Bei der Streumahd verwendete Geräte

Auf die Eignung verschiedener für die Streuwiesenpflege einsetzbarer Geräte wird ausführlich in Kapi-

tel 5.1 eingegangen, so daß sich Bewertungen an dieser Stelle erübrigen.

2.2 Ungelenkte Entwicklung / Brache

(Bearbeitet von B. Quinger,

Fauna-Teile von M. Bräu)

Wenn die menschlichen Nutzungen auf den Streuwiesen aufhören, oder sie ein erforderliches Minimum unterschreiten, werden Sukzessionsprozesse in Gang gesetzt, die langfristig zu einer Bewaldung, bei bestimmten Streuwiesentypen aber auch zur Entstehung von Röhrichten oder in seltenen Fällen auch zur Entwicklung von Torfmoosdecken als vorläufige Dauergesellschaft führen können. In diesem Kapitel werden die Entwicklungen beschrieben, erklärt und schließlich bewertet, die sich auf brachgefallenen Streuwiesen vollziehen.

Das "Brachekapitel" 2.2 umfaßt drei Unterkapitel. Im **Kapitel 2.2.1** erfolgen beschreibende Darstellungen der wichtigsten Sukzessionsprozesse auf Streuwiesenbrachen, mit Erläuterung der Auswirkungen auf die Vegetation und auf den Standort. Soweit möglich, wird auf die kausalen Zusammenhänge eingegangen. Aus der Sicht des praktischen Naturschutzes und der Landeskultur ist es notwendig, die möglichen Sukzessionsreihen zu erkennen, ihre einzelnen Stadien und Phasen* zu erfassen und zu bewerten, um Pflegestrategien für Streuwiesen und Streuwiesen-Lebensräume entwickeln zu können. Eine genaue Kenntnis der Sukzessionsprozesse und ihrer Auswirkungen auf Streuwiesenbrachen ist erforderlich, um gegebenenfalls rechtzeitig die Pflege wiederaufzunehmen, bevor Entwicklungen in Gang gekommen sind, die nur noch unter großen Schwierigkeiten und großem Zeitaufwand wieder rückgängig gemacht werden können.

Das nachfolgende **Kapitel 2.2.2** (S. 222) beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Brache auf die Fauna, im **Kapitel 2.2.3** (S. 224) erfolgt eine Bewertung der Brache.

2.2.1 Verlauf der Sukzession / Auswirkungen auf Vegetation und Standort

Dieses Kapitel beginnt mit allgemeinen Anmerkungen zur Dynamik von Sukzessionsvorgängen auf brachgefallenen Streuwiesen (**Kap. 2.2.1.1**). Anschließend werden die wichtigsten Sukzessionsprozesse in Streuwiesen-Lebensräumen kurz beschrieben und soweit möglich, kausal erläutert (**Kap. 2.2.1.2**, S. 215). Das dritte Unterkapitel (**Kap. 2.2.1.3**, S. 221) wendet sich der für die Naturschutzpraxis wichtigen Fragestellung zu, wie sich kurzzeitige Brache auf Flora und Vegetation auswirkt.

* WESTHUS (1981) schlägt vor, als Stadien die mehr oder weniger stationären Momente im Lauf der Sukzession, d.h. ihre vorübergehenden, scheinbar stabilen Beharrungszustände, dagegen als Phasen die zwischen den einzelnen Stadien auftretenden dynamischen Momente des Sukzessionsablaufs zu bezeichnen. Zum besseren Verständnis des Textes werden diese Begriffe im Sinne der Definition von WESTHUS verwendet.

2.2.1.1 Allgemeine Merkmale der Sukzessionsvorgänge in brachgefallenen Streuwiesen

Betrifft man eine brachgefallene Streuwiese, auf der Sukzessionsvorgänge bereits deutlich erkennbar eingesetzt haben, so beobachtet man häufig kein diffus-gleichmäßiges, sondern ein eher heterogenes Bild. Charakteristisch sind zunächst einzelne, später zahlreiche "Sukzessionskerne", auf denen sich bereits ein weitgehender Umbau der Vegetation vollzogen hat. Diese "Sukzessions-Kerne" (zum Beispiel Verwaldungs- und Verbuschungskerne, Hochstauden-Polykormone) stehen im unregelmäßigen Wechsel mit Flächen, die von dem schon eingetretenen Sukzessionsgeschehen weniger oder (scheinbar) nicht berührt sind. Weiterhin fällt auf, daß die Sukzession sich häufig in mehrere Richtungen bewegt und ihr Verlauf sich daher zunächst als sehr uneinheitlich präsentiert.

Der häufig feststellbare mehrgleisige Verlauf des Sukzessionsgeschehens kann allgemein als ein grundlegender Wesenszug der Sukzessionsdynamik auf brachgefallenen Halbtrocken- u. Magerrasen sowie nicht zu nassen Streuwiesen gelten. Vom Ausgangsstadium entwickeln sich bei Brache häufig verschiedene Zwischenstadien, die KIENZLE (1979) als "fakultativ" bzw. "vikariierend" einstuft (vgl. auch HAKES 1987: 37). Gelegentlich kann es zu Überlagerungen der einzelnen Sukzessionsprozesse kommen (z.B. Überlagerung der Grauweiden- u. Mädesüß-Ausbreitung, s. hierzu z.B. GIGON & BOCHERENS 1985: 58). Die Aufspaltung der Sukzessionslinien aus dem Ausgangsstadium bezeichnet KIENZLE (1979) als **Divergenz**, ihr späteres Zusammenlaufen in ein Sammelstadium (z.B. der Schlußgesellschaft) als **Konvergenz**.

Weniger kompliziert stellt sich der Sukzessionsverlauf häufig auf nassen und zugleich mesotrophen Streuwiesenbrachen in Überflutungsmooren dar: hier gewinnt die **Verschilfung** auf der gesamten Fläche von Anbeginn an so stark die Oberhand, daß sich die Brachfläche oft schon nach zwei bis drei Jahren kaum mehr physiognomisch von den echten Röhrichten abhebt. Die Sukzession wird zumeist von wenigen Arten bestimmt, die bei Brache eine hohe Konkurrenzkraft entwickeln und den Umbau der Vegetationsdecke hauptsächlich verursachen. Auf den Streuwiesenbrachen handelt es sich um Gehölze wie Faulbaum, Grauweide, Moorbirke, gelegentlich auch Schwarzerle oder Kiefer und Fichte, um eine Handvoll Hochstauden des Verbandes FILIPENDULION, in bestimmten Regionen auch um Torfmoose, die die Vegetationsdynamik auf mittlere Sicht bestimmen. Sehr wichtig für den Fortgang der Sukzession ist ferner das Verhalten der Hauptbestandsbildner der Streuwiesen wie *Molinia caerulea* oder *Schoenus ferrugineus* im Brachefall.

2.2.1.2 Die wichtigsten Sukzessionsprozesse auf Streuwiesenbrachen

Nachfolgend werden die wichtigsten Sukzessionsprozesse beschrieben, die in brachgefallenen Streu-

wiesen-Lebensräumen Bayerns wirksam werden. Als grundlegende Sukzessionsprozesse, die der Streuwiesenvegetation auf Dauer die Existenzgrundlage entziehen, müssen hervorgehoben werden:

- **Verbuschung und Verwaldung**, also das Eindringen und Aufwachsen von Sträuchern und Bäumen in offenen Rasenflächen (Kap. 2.2.1.2.1, S. 215);
- **Verfilzung und Verbultung**, die auf den vormaligen Streuwiesenflächen den Boden verdämmen und Streufilzdecken entstehen lassen und die Streuwiesenvegetation an Artenreichtum stark verarmen läßt (Kap. 2.2.1.2.2, S. 218);
- **Verhochstaudung** mit Arten des Verbandes FILIPENDULION (Kap. 2.2.1.2.3, S. 220);
- **Verhochstaudung** mit Solidago-Polykormonen (Kap. 2.2.1.2.4, S. 220);
- **Verschilfung**, die mit einer Entstehung von "Pseudoröhrichten" (vgl. KLÖTZLI 1986: 351) verbunden ist (Kap. 2.2.1.2.5, S. 220);
- **Vergrasung** mit dem Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*; Kap. 2.2.1.2.6, S. 221);
- **"Verhochmoorung"**, unter der die Ausbreitung von ombrotrophenten Torfmoosarten auf Streuwiesenbrachen (vgl. RINGLER 1977: 66) verstanden wird (Kap. 2.2.1.2.7, S. 221).

2.2.1.2.1 Verbuschung und Verwaldung

2.2.1.2.1.1 Allgemeine Darstellung

Die streugentutzten Moor- und Naßstandorte sind - von nassen Steifseggen- und Fadenseggen-Streubeständen einmal abgesehen - allesamt waldfähig: dies gilt für trockene MAGNOCARICION-Standorte, auch Kleinseggenrieder sind zumeist bewaldungsfähig (KLÖTZLI 1978: 185). Lediglich Kopfried-Sicker-rasen mit starker Quellschüttung können als gehölzfeindlich (vgl. LUTZ 1959: 62) gelten. Pfeifengraswiesen mit ihren tiefen mittleren Grundwasserständen (vgl. Kap. 1.3.2.3) sind uneingeschränkt waldfähig. Die Bewaldung kann dort allerdings mittelfristig durch konkurrierende Sukzessionsprozesse wie Verfilzung und Verhochstaudung über Jahre oder sogar Jahrzehnte hinauszögert werden. Eine Übersicht über die Gehölztypen, die auf Streuwiesenstandorten die potentielle natürliche Vegetation bilden, vermittelt die Tab. 2/4 (S. 216).

Die Bewaldungsgeschwindigkeit brachliegender Streuwiesen hängt in erster Linie von der **Nässe des Standorts** ab. Nach KLÖTZLI (1978: 188) brauchen nasse, noch waldfähige Streuwiesen länger als zehn Jahre, bis Büsche oder Bäume in nennenswerter Weise die Physiognomie der Fläche bestimmen, während trockene, auch torfige MOLINION-Standorte sich schon nach drei bis fünf Jahren in einem deutlich verbuschten Zustand zeigen können. Für das Gedeihen von Holzarten auf Moorböden reicht es aus, wenn die oberste Torfschicht von 30 cm gut durchlüftet wird. Die Bestandsbildner eines Übergangsmoorwaldes durchwurzeln nach LUTZ et al.

(1957) nur die obersten 10-20 cm. Steigen durch Brachlegung einer Streuwiese infolge des Verfalls oder Verstopfung der Gräben die mittleren Grundwasserstände über dieses Niveau an, so kann der Sukzessionsprozeß Verbuschung und Verwaldung stark gehemmt werden und andere Sukzessionsprozesse die Oberhand gewinnen. Streuwiesenbrachen werden in einem solchen Fall zu naß für die (Wieder)Bewaldung (vgl. PFADENHAUER 1989: 37).

Die Geschwindigkeit der Bewaldung hängt außer von der Nässe des Standorts stark von der **Struktur der Brache** ab. Niedrigwüchsige Flächen, wie beispielsweise manche Ausbildungen bodensaurer Pfeifengraswiesen, verbuschen weitaus schneller als streureiche Ausbildungen, in denen das abgestorbene Material die Bodenoberfläche von eingewehten Gehölzsamen gleichsam abschirmt (PFADENHAUER 1989: 37).

Die Verbuschung und Verwaldung kann nach BRIEMLE (1978:158 f./1981:141 f.) als schrittweises Vorrücken bestehender Gebüsch- und Baumgruppen oder als schlagartige, flächige Gehölzinvasion auf der Brachefläche erfolgen.

Das Vorrücken von Gehölzfronten geschieht vor allem, wenn zur Sproßkoloniebildung befähigte Gehölze wie der Faulbaum (*Frangula alnus*), die Grau-, Ohr- und Schwarzwerdende Weide (*Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. nigricans*), seltener auch die Schwarzerle oder die Zitterpappel (*Populus tremula*) am Sukzessionsprozess beteiligt sind. Durch Wurzelsproß-Kolonien sich ausbreitende Gehölze sind auch in der Lage, in Streuwiesenbrachen vorzustoßen, die sich bereits durch mächtige Streufilzdecken auszeichnen. Für Wurzelsprosse, die von dem Ammengehölz aus ernährt werden, stellen Streufilzdecken ein weit aus geringeres Hindernis für die Etablierung dar als für Gehölzkeimlinge.

Zur flächenhaften Invasion neigen Gehölzarten, die sich sehr gut generativ durch Windverbreitung fortpflanzen, wie zum Beispiel die Kiefer, die Fichte oder die Moor-Birke (*Betula pubescens* agg.). Masseninvasionen von Kiefern oder Birken beobachtet man häufig auf relativ trockenen, wenig verfilzten

und verhochstaudeten Streuwiesenbrachen, die sich in geringer Entfernung von Wäldern befinden. Der Distanzeffekt, wonach Samenlieferung und Aus-samung der anemochoren Arten mit dem Quadrat der Entfernung abnehmen (vgl. HARD 1976: 14), schlägt in einem solchen Fall noch nicht stark zu Buche.

Die Disposition gegenüber Diasporen-Einflug, Standortbeschaffenheit und Struktureigenschaften (Verfilzungs- und Verhochstaudungsgrad) von Streuwiesenbrachen entscheiden mithin darüber, ob, in welchem Umfang und welcher Geschwindigkeit der Sukzessionsprozeß Verbuschung wirksam wird. Wird dieser Sukzessionsprozeß in Gang gesetzt, so verändert sich nach KLÖTZLI (1978: 189) binnen weniger Jahre die Standortqualität. Der nunmehr stärker beschattete Oberboden erfährt eine Umwandlung seines Wasser- und Nährstoffhaushaltes. Die Porosität nimmt zu und die Nährstoffe werden umgelagert bzw. im Oberboden stärker angereichert, die Stickstoff-Mineralisation wird angekurbelt. Vielfach reichen nun Nährstoffgunst und Schattigkeit zur Ansiedlung von anspruchsvollen Hochstauden oder zur Ausbreitung von Landreitgras-Polykormonen aus.

Es liegt auf der Hand, daß zunehmende Beschattung, ein verbessertes Nährstoffangebot und eine Vitalisierung der Hochstauden die lichtbedürftigen, niedrigen Rosettenpflanzen und Hemikryptophyten benachteiligen müssen. Bei zunehmender Beschattung reagieren Arten wie *Parnassia palustris*, *Primula farinosa* oder *Polygala amarella* zunächst mit reduzierter Blühwilligkeit und mit einer deutlichen Verlängerung der Sprosse im Konkurrenzkampf um das wenige Licht, bevor ihre Individuendichte abnimmt und sie schließlich vollends verschwinden. Zunehmende Verbuschung führt zu einer höheren Verdunstung und damit Austrocknung des Standorts (sog. Pumpwirkung der Gehölze).

Nachfolgend werden einige Gehölzarten näher vorgestellt, die bei der Bewaldung und Verbuschung der Streuwiesen-Lebensräume eine wichtige Rolle spielen.

Tabelle 2/4

Die potentielle natürliche Vegetation der Standorte verschiedener Streuwiesentypen (nach LUTZ 1959: 62)

Streuwiesentyp	Potentielle nat. Vegetation
Basenreiche Pfeifengraswiesen	Schwarzerlen-Mischwald mit Esche, Stieleiche
Kalk-Kleinseggenrieder	Winkelseggen- oder Riesenschachtelhalm-Erlen-Eschenwald
Kurzfristig überstaute oder überflutete Steifseggenrieder	Schwarzerlenbruch
Mäßig saure Pfeifengraswiesen	Fichten-Moorbirkenbruch
Saure Pfeifengraswiesen	Übergangsmoorwald mit Moorbirke, Fichte und Kiefer

2.2.1.2.1.2 Verhalten und Bedeutung einiger Gehölze auf Streuwiesenbrachen

Grauweide (*Salix cinerea*)

Die Grauweide tritt vor allem an mineralstoffreichen (zumeist basenreichen), (mäßig) nährstoffreichen Naßstandorten auf. Mineralstoffarme Moorböden sagen der Grauweide weniger zu, dort spielt sie beim Sukzessionsgeschehen nur eine marginale Rolle. *Salix cinerea* verbreitet sich besonders wirksam über Wurzelsprosse (vgl. HARD 1976: 84), so daß die Ausbreitung der Art oft von einzelnen Moorgebüschen aus ihren Ausgang nimmt. In Brachen arbeitet sich die Art etwa 0,3 bis 0,8 Meter/Jahr vor (vgl. GIGON & BOCHERENS 1985: 61). Grauweidegebüsche sind durch ihre Stolonen in der Lage, auch in Brache-Bestände einzuwandern, in denen sich mächtige Streufilzdecken gebildet haben. Im Zentrum alter Grauweidegebüsche, in denen die Streufilzdecken weitgehend abgebaut sind, vermögen sich Gehölze wie die Schwarzerle zu etablieren, die im Halbschatten gedeihen können.

Ohrweide (*Salix aurita*) und Schwarzwerdende Weide (*Salix nigricans*)

Die Ohrweide verhält sich bei der Ausbreitung wie die Grauweide, besiedelt aber mehr saure, basenarme, oft nur mäßig nährstoffreiche Moorstandorte. Dasselbe gilt für den Bastard dieser beiden Arten *Salix x multinervis*. Die Schwarzwerdende Weide gleicht im Ausbreitungsverhalten ebenfalls der Grauweide. Im Gegensatz zu *Salix aurita* ist sie jedoch in brachgefallenen Kalk-Quellmooren und Kalk-Pfeifengraswiesen (hier zumeist auf Mineralboden) anzutreffen. Auf Moorstandorten mit einem wenig bewegten oder stagnierenden Grundwasser ist *Salix nigricans* als Brachegehölz bedeutungslos.

Faulbaum (*Frangula alnus*)

Zu den wichtigsten, die Bewaldung und Verbuschung auf Streuwiesenbrachen einleitenden Gehölzen gehört der Faulbaum. Nicht selten findet sich *Frangula alnus* herdenweise auf Streuwiesenbrachen ein und schließt sich zu reinen Gebüschen zusammen (vgl. Foto Q7). Ebenso wie bei der Grauweide kann man beim Faulbaum sehr häufig die Ausbreitung über Wurzelsprosse beobachten. Hin und wieder verbreitet sich das zoochore Gehölz auch generativ, wobei es vor allem erfolgreich Fuß fassen kann, wenn der Keimling auf erhöhten Bulten aufläuft (vgl. HEGI 1925: 347). Im Vergleich zur Grauweide verfügt der Faulbaum auf Streuwiesen über ein deutlich weiteres standörtliches Spektrum. Vor allem auf trockenen, +/- nährstoffarmen und nur mäßig basenreichen Streuwiesenstandorten kommt *Frangula alnus* eine weitaus größere Bedeutung zu.

Kiefer (*Pinus silvestris*) und Fichte (*Picea abies*)

Die Bedeutung, die der Kiefer und der Fichte bei Sukzessionsvorgängen auf brachgefallenen Streuwiesen zukommt, hängt von der Menge einfliegender Diasporen ab. Die für Gehölze der Streuwiesen-

brachen wie *Frangula alnus* oder *Salix cinerea* so bezeichnende Ausbreitung über Wurzelsprosse ist diesen Nadelbäumen somit verschlossen. Während die Kiefer stärker in relativ sommerwarmen, nicht zu niederschlagsreichen Regionen auf Streuwiesenbrachen zur Geltung kommt (z.B. nördliches Voralpines Hügel- und Moorland; Seehöhen unter 700 Meter ü. NN), gilt für die Fichte das Gegenteil. *Picea abies* ist auf Streuwiesenbrachen in Regionen mit einem humid-montanen Klima wie den Alpenrandbereichen oder die Alpenträume bedeutsam.

Die Ansiedlung der Kiefer und Fichte erfolgt in Streuwiesenbrachen häufig auf etwas erhabenen Bulten (vgl. BRIEMLE 1978: 160). Nicht selten laufen nach einem Mastjahr Dutzende oder sogar Hunderte von Jungbäumen auf einer Streuwiesenbrachfläche auf. Die Fichte, noch mehr aber die Kiefer, stellen nur geringe Ansprüche an Basen- und Nährstoffversorgung, so daß sie durchaus Streuwiesenbrachen auf Hochmoortorf besiedeln können. Die Bedeutung dieser Koniferen ist dort sogar besonders groß, da der anspruchsvollere Faulbaum, insbesondere aber die Grauweide als Konkurrenten ausfallen. Zugleich spielen Verhochstaudungen und Verfilzung auf Streuwiesenbrachen der Hoch- und Pseudohochmoor-Standorte" (vgl. Kap. 1.3.1.3) nur eine untergeordnete Rolle, so daß der Kiefer und der Fichte die Ansiedlung nicht verwehrt wird.

Moorbirke (*Betula pubescens* agg.)

Die Moorbirke neigt als Gehölz, das sich anemochor verbreitet, zur flächigen Ansiedlung auf Streuwiesenbrachen und verhält sich in dieser Beziehung ähnlich wie die Kiefer und die Fichte. Stark zur Geltung kommt die Moorbirke auf entwässerten und nährstoffarmen Streuwiesenstandorten, die nur mäßig zur Verfilzung neigen und auf denen die Verhochstaudung keine nennenswerte Rolle spielt. Brachgefallene saure Pfeifengraswiesen und trockene Haarbinsen-Streuwiesen können sich innerhalb von 10-20 Jahren mit Moorbirken nahezu geschlossenen bewalden, wenn Samenbäume in der Nähe stehen. Die Moorbirke siedelt sich erfolgreich auf entwässerten Niedermoorstandorten an, wenn die Basenverarmung soweit fortgeschritten ist, daß Grauweiden und Erlen als konkurrierende Gehölze ausfallen. Birkenbrüche kennzeichnen im Voralpines Hügel- und Moorland durchweg durch Entwässerung gestörte Moorstandorte (vgl. Einleitung zum Kap. 2.2, S. 214).

Schwarzerle (*Alnus glutinosa*)

Die Schwarzerle tritt nach eigenen Beobachtungen vor allem in Überflutungsmooren in Streuwiesenbrachen auf, die sich durch mineralstoffreiche Böden auszeichnen, jedoch zu naß sind, um die Etablierung der FILIPENDULION-Hochstauden in nennenswertem Umfang zuzulassen. Die erfolgreiche Aufkeimung der Schwarzerle findet vor allem an etwas erhabene bultigen Stellen statt, von denen die Jungbäume ihre Vertikalwurzeln "stelzenartig" (RECHINGER 1957: 177) in den Boden senken und dort verankern. Im Umfeld von Schwarzerlenbrüchen und nassen Erlen-Eschenwäldern (mit *Alnus*

glutinosa-Dominanz!) kann somit eine Bewaldung von brachliegenden Steifseggen-Streuwiesen durch *Alnus glutinosa* erfolgen, ohne daß dem ein Grauweiden-Stadium vorangehen muß, wie sich im zentralen Murnauer Moos zwischen dem Langen Köchel und dem Wiesmahdköchel sehr schön beobachten läßt.

Die Schwarzerle zeichnet sich durch ein hervorragendes Stockausschlagvermögen aus, weshalb Erlenwälder früher häufig mittel- oder niederwaldartig genutzt wurden (vgl. RECHINGER 1957: 176 f.). Ebenso wie der Faulbaum oder die Grauweide kann sich die Schwarzerle über Wurzelsprosse ausbreiten. Auf brachliegenden Streuwiesen tritt sie allerdings wesentlich seltener in einer so virulenten Weise in Erscheinung wie *Frangula alnus* oder *Salix cinerea*. Auf Streuwiesenbrachen kann sich auch die **Grauerle** (*Alnus incana*) als Brachegehölz einstellen. Ihre standörtliche Spannweite auf Streuwiesenbrachen ist allerdings sehr eng. Sie spielt dort lediglich auf kalkreichen mineralischen Naßböden (z.B. entlang der praealpinen Flußläufe) und Anmoorböden eine beachtenswerte Rolle.

Esche (*Fraxinus excelsior*)

Die Esche hat auf Streuwiesenbrachen eine ähnliche Bedeutung wie die Grauerle, auch wenn sie eher den planar bis submontanen Bereich bevorzugt (Grauerle: Montanregionen). Als Brachegehölz ist *Fraxinus excelsior* nicht selten auf eutrophierten Kalk-Hangquellmoor-Standorten zu beobachten. Auf Kalksinter-Standorten und Kalk-Hangquell(an)mooren bilden Waldgesellschaften die potentielle natürliche Vegetation (Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, Riesenschachtelhalm-Erlen-Eschenwald, vgl. SEIBERT 1987: 145 ff.), an denen die Esche beteiligt ist.

2.2.1.2.2 Verfilzung und Verbultung

2.2.1.2.2.1 Allgemeine Darstellung

Längst bevor die durch die Verbuschung und Verwaldung verursachte verstärkte Beschattung wirksam wird, können die mit der Verfilzung und Verbultung einhergehenden Strukturveränderungen die floristische Zusammensetzung von brachliegenden Streuwiesen drastisch beeinflussen. Als Verfilzung wird der Sukzessionsprozeß bezeichnet, der mit der Bildung mehrere cm, manchmal sogar 1-2 dm mächtiger Streufilzdecken einhergeht, die von den im Brachebestand vorhandenen Grasartigen gebildet werden.

Die phänologische Entwicklung in Streuwiesenbrachen setzt bei den meisten Pflanzenarten 7 bis 14 Tage später ein als auf gemähten Flächen (WEBER & PFADENHAUER 1987: 159). Wesentlicher Grund ist die verzögerte Bodenerwärmung infolge der Streuauflage und die dadurch verzögerte Nährstoffnachlieferung. Die Mineralisierung der Streuauflage des Vorjahres geschieht zum großen Teil während der Vegetationsperiode und geht (im Unterschied zur Mulchung s. dort) einher mit zunehmender Wurzelbildung (SCHREIBER & SCHIEFER 1985: 140). Die freiwerdenden Nährstoffe kön-

nen daher mit nur geringen Auswaschungsverlusten von K^+ (!) durch die Vegetation aufgenommen werden.

Handelt es sich bei den bestandesbildenden Gräsern um Horstgräser, so wird bei Brache die horstförmige Wuchsweise besonders betont und führt schließlich zu ausgeprägten Bultbildungen. Werden die Bestände geschnitten, so ist eine Tendenz zu rasigem Wuchs erkennbar, da sich die Pflanzen auch dazwischen ungehindert ausbreiten können und der Schnitt Unebenheiten in der Bestandesstruktur nivelliert (vgl. PFADENHAUER 1989: 37). Hört die Bewirtschaftung auf, so werden die Horste zu Zentren der Sproßbildung, um die sich jährlich ein Filz von abgestorbenen Halmen bildet; dieser unterdrückt die dazwischen wachsenden Halme und begünstigt wiederum in einer Art positiver Rückkopplung die Ausbildung bultartiger Strukturen.

Die in brachgefallenen Streuwiesen entstehenden Streufilzdecken werden in erster Linie von den dominanten Grasartigen gebildet, also von den Pfeifengras-Arten, in Kleinseggenriedbrachen von den dominanten Kleinseggen-, Kopfried- oder Haarbinsen-Arten und in Großseggenriedbrachen von den dominanten Großseggen. Die Mächtigkeit der Streufilzdecken, die in den Brachflächen gebildet werden, hängt zum einen von der Produktivität der dominanten Grasart (oder Sauergrasart), zum anderen vom C/N-Verhältnis der Phytomasse dieser Grasart ab.

Zeichnet sich die abgestorbene Nekromasse durch ein weites C/N-Verhältnis aus, also durch Armut an Rohproteinen und durch einen großen Reichtum an Rohfasern, so erfolgt der Abbau durch Mikroben oder Pilze besonders langsam (vgl. SCHIEFER 1982 a: 213).

Eine schwer abbaubare Streu wird insbesondere von Gräsern und Grasartigen wie *Molinia caerulea*, *Molinia arundinacea*, aber auch von *Schoenus ferrugineus* produziert, die über einen ausgeprägten inneren Nährstoffkreislauf verfügen und daher einen großen Teil insbesondere der stickstoffreichen Verbindungen vor dem Absterben des Laubwerks in die Erneuerungsorgane zurückverlagern können (vgl. Kap. 1.4.1.4).

Die Geschwindigkeit des Streuabbaus wird zudem von den Standorteigenschaften beeinflusst. An kühl-montanen Standorten mit einer kurzen Vegetationsperiode (z.B. Streuwiesenbrachen in hochgelegenen Teilen des Alpenvorlandes) ist der Streuabbau besonders gehemmt (vgl. SCHIEFER 1982 a: 213). Schneereichtum im Winter bewirkt eine Verklebung der Grasstreu-Filzdecken, die im Frühjahr von sprossenden Pflanzen nur schwer durchstoßen werden können (vgl. KIENZLE 1984: 462). Trocknet der Strohfalz im Frühjahr und im Frühsommer schließlich aus, so bildet er für die darauffliegenden Samen ein Hindernis zur erfolgreichen Keimung.

Die verdämmende Wirkung der Streufilzdecken bildet die Hauptursache, weshalb in brachgelegten Pfeifengraswiesen, aber auch in Kleinseggenriedern niedrigwüchsige Rosettenpflanzen und Hemikryp-

trophyten rasch zurückgehen. Zu den besonders empfindlichen Arten zählen insbesondere einige niedrigwüchsige, im Frühsommer blühende Arten wie *Gentiana clusii*, *Primula farinosa*, die *Pinguicula*-Arten, *Polygala amarella*, *Aster bellidiastrum*, die im Frühjahr mit der noch wenig abgebauten Streumenge des Vorjahres zu kämpfen haben. In brachgelegten Beständen gehen sie schon nach wenigen Jahren stark zurück und können im Verlaufe von 10-20 Jahren sogar vollends verschwinden.

Zu den begünstigten Arten der Verfilzung zählen die Rhizom-Geophyten. Sie sind in der Lage, die Streufilzdecken mit ihren Sproßspitzen zu durchstoßen. Dasselbe gilt für hochwüchsige Schaftpflanzen und manche Geophyten (*Allium*-Arten), die ihre Assimilationsorgane weit über der Bodenoberfläche entwickelt haben wie beispielsweise der Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*). Es ist kein Zufall, daß in Pfeifengraswiesen-Brachen der praealpinen Grundmoränenlandschaften diese Enzianart oft aspektbildend auftritt! Der Verfilzung sind ferner unter den auffälligen und häufigen MOLINION-Arten der Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) und der Duftlauch (*Allium suaveolens*) einigermaßen gewachsen.

Der Wegfall der Mahd bei Brache führt dazu, daß die in der Phytomasse (vgl. Kap. 1.4.1.4) enthaltenen Nährstoffe nicht mehr abgeschöpft werden, so daß allmählich eine Aufdüngung stattfindet. Dieser Aufdüngeneffekt wird besonders an periodisch durchlüfteten Streuwiesenstandorten wirksam, so daß die N-Mineralisation zumindest zeitweise nicht gehemmt ist und tendenziell meso- oder gar eutraphente Pflanzenarten begünstigt werden. Vor allem auf relativ trockenen und zugleich basenreichen Streuwiesenstandorten können sich zunehmend FILIPENDULION-Hochstauden ansiedeln, die ihrerseits den Sukzessionsprozeß der **Verhochstaudung** einleiten.

Bevor die Verhochstaudung näher erläutert wird, erfolgen noch einige Anmerkungen zu den Grasartigen, die an Verfilzungen und Verbultungen in Streuwiesenbrachen wesentlich beteiligt sind.

2.2.1.2.2.2 Verhalten und Bedeutung einiger Grasartiger auf Streuwiesenbrachen

Rohr-Pfeifengras (*Molinia arundinacea*)

Molinia arundinacea erzeugt bis zu 15 cm mächtige, sehr schlecht abbaubare Streuauflagen (vgl. Foto 11), die eine drastische Verarmung der Streuwiesenbrache verursachen. In Rohrpfefengraswiesen-Brachen können nach eigenen Vegetationsaufnahmen (n.p.) in der Pupplinger Au (Lkr. TÖL) nahezu sämtliche krautigen Pflanzenarten verdrängt werden. Selbst hochwüchsige Stauden halten der starken Verfilzung nicht stand oder vermögen sich nicht zu etablieren. Verhochstaudungen von Rohrpfefengraswiesen-Brachen mit *Filipendula ulmaria* sind deshalb selten zu beobachten. Die Verbuschung von Rohrpfefengraswiesen-Brachen vollzieht sich von den Rändern aus durch Gehölze, die zur Wurzelproßbildung befähigt sind (v.a. *Frangula alnus*).

Eine generative Ausbreitung von Gehölzen findet nach unseren Beobachtungen in stark verfilzten Rohrpfefengraswiesen-Brachen nicht statt.

Blaues Pfeifengras (*Molinia caerulea*)

Das Blaue Pfeifengras ist nicht so produktiv wie das Rohr-Pfeifengras und bildet nicht so mächtige Streufilzdecken. In *Molinia caerulea*-Brachen vermögen sich deshalb hochwüchsige Schaftpflanzen wie *Gentiana asclepiadea* gut zu halten. In relativ trockenen Brachebeständen des Blauen Pfeifengrases können sich zudem anemochore Gehölze wie die Kiefer, die Fichte oder die Moorbirke ansamen, die sich in Brachen des Rohr-Pfeifengrases zumeist nicht etablieren können. (Wechsel)Feuchte Brachebestände des Blauen Pfeifengrases neigen insbesondere an stark mit Mineralstoffen durchschlickten Moorböden und auf Mineralböden zur Verhochstaudung.

Davall-Segge (*Carex davalliana*), Rostrot und Schwarzes Kopfried (*Schoenus ferrugineus* und *S. nigricans*)

Die Streufilzdecken-Bildung ist in Davallseggen- und Kopfried-Brachen erheblich geringer als in Pfeifengraswiesen, reicht aber aus, die in bewirtschafteten Kopfried- und Davallseggen-Beständen besonders stark zur Geltung kommenden Rosettenpflanzen wie *Primula farinosa* im Brachefall stark zurückzudrängen (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 55). Im dichter werdenden Aufwuchs hält sich die Mehl-Primel nur mehr in lückigen Bereichen. Eine sehr bracheempfindliche Art speziell der Kopfbinsenrieder ist die stark gefährdete Sommer-Drehwurz (*Spiranthes aestivalis*) (vgl. Kap. 1.4.2.1.5). Bei Brache nimmt die Halmhöhe von *Schoenus ferrugineus* deutlich zu (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 40). Ebenso verhält sich die für Kalkflachmoore typische Saum-Segge (*Carex hostiana*) (vgl. SCHOPP-GUTH 1993: 40 u. 45).

Haarbinse (*Trichophorum cespitosum*)

In brachgefallenen Haarbinsen-Streuwiesen verhält sich *Trichophorum cespitosum* analog wie *Schoenus ferrugineus* in brachgefallenen Kopfbinsenriedern: es ist eine starke Tendenz zur Verbultung zu beobachten, die Anreicherung der Streufilzdecken reicht bereits für einen erheblichen Rückgang der Rosettenpflanzen (z.B. in der Mehlprimel-Haarbinsen-Gesellschaft) aus.

Braune Segge (*Carex nigra*)

Die Braun-Segge bildet bei Brache als ausläufertreibende Art zunehmend verdichtete und in Wuchshöhe erhöhte Bestände aus. Nach eigenen Beobachtungen sind brachgefallene Braunseggenrieder viel ärmer an Rosettenpflanzen als regelmäßig gemähte Bestände, da auch dort die zwischenzeitlich entstandenen Streufilzdecken die Existenzmöglichkeiten dieser Lebensform stark einschränken.

Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*) und Wald-Binse (*Juncus acutiflorus*)

Juncus subnodulosus nimmt an Halmdichte, Halmhöhe und Deckung bei Brache stark zu. Zu-

gleich verarmen die Knotenbinsen-Bestände an niedrigwüchsigen Arten (vgl. BOSSHARD et al. 1988: 200). Als Rhizom-Geophyt profitiert die Knoten-Binse von der Brache, durch die Entstehung einer Streufilzdecke erhält sie Konkurrenzvorteile. Mit ihren spitzigen und kräftigen Trieben kann sie die Streufilzdecken mühelos durchstoßen.

Die in Wuchsform sehr ähnliche Wald-Binse (*Juncus acutiflorus*) verhält sich in brachgefallenen Waldbinsen-Sümpfen analog wie die Stumpfbliätige Binse.

Steif-Segge (*Carex elata*)

In brachgefallenen Steifseggen-Streuwiesen begünstigt der Wegfall der Mahd die horstige Wuchsweise, so daß verstärkt Verbultungen des Bestandes zu beobachten sind. Einige für Steifseggen-Streuwiesen charakteristische Arten werden durch bis zu 20 cm mächtige Streufilzdecken im Brachefall benachteiligt. In brachgefallenen Steifseggen-Streuwiesen nimmt fast immer das Schilf stark zu (vgl. Kap. 2.2.1.2.5, S. 220).

2.2.1.2.3 Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten

Die Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten von Streuwiesenbrachen ist ein Sukzessionsprozeß, der vor allem auf feuchten bis nur mäßig nassen, mineralstoffreichen Streuwiesenstandorten wirksam wird. Die Belüftung ermöglicht eine N-Mineralisation, die das Gedeihen meso- und eutraphenter Hochstauden zuläßt. Die Verhochstaudung von Streuwiesenbrachen kann durch direkte und indirekte Düngung (z.B. durch belastetes, rückgestautes Grabenwasser) wesentlich gefördert oder sogar ausgelöst werden (vgl. KLÖTZLI 1978: 190).

Breiten sich mastige Hochstauden wie *Filipendula ulmaria*, *Angelica silvestris*, *Lysimachia vulgaris*, *Valeriana officinalis* agg. oder *Eupatorium cannabinum* aus, so bewirken diese eine Schattenunterdrückung etwaiger angesamelter Holzpflanzen oder verhindern eine erfolgreiche Etablierung auskeimender Gehölze (vgl. KLÖTZLI 1978: 190). Verhochstaudete Pfeifengraswiesen-Brachen bleiben deshalb oft über lange Zeiträume gehölzfrei. Die Hochstauden ihrerseits wirken durch Beschattung und starke Transpiration (Entwässerung!) begünstigend auf die N-Mineralisation, so daß es allmählich zu Anreicherungen von Nährstoffen im ehemals oligotrophen oberen Humushorizont kommt, einen Vorgang, den KLÖTZLI (1986: 351) als "Auteutrophierung" bezeichnet. Der Boden gleicht sich in seinen Eigenschaften immer mehr dem der potentiell möglichen Feuchtwälder an.

Unter den Grasartigen nehmen insbesondere die Rauschschmiele (*Deschampsia cespitosa*) und die Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) an der "Verhochstaudung" teil (vgl. KLÖTZLI 1979: 453).

2.2.1.2.4 Verhochstaudung mit *Solidago*-Arten

Zu den Eindringlingen in Streuwiesenbrachen, die innerhalb weniger Jahre grundlegende Vegetationsveränderungen herbeiführen können, gehören die amerikanischen Goldruten-Arten, *Solidago canadensis* und *S. gigantea*. Diese 1-2,5 Meter hoch aufwachsenden Hochstauden sind stark ausläufer-treibend und entwickeln bisweilen mehrere 100 m² große, sehr unduldsame Polykormon-Bestände, in deren Bestandesinnern kaum andere Pflanzenarten zu gedeihen vermögen. Die Vitalität eines Goldruten-Polykormons hängt offenbar stark davon ab, ob es sich ein Nährstoffdepot wie aufgedüngte Erdhäufen, Grabenaushub u. dgl. erschließen kann. Über seine Rhizome vermag ein Goldruten-Polykormon anscheinend quasi pipelineartig Nährstoffe horizontal zu transportieren und von ihrem Herkunftsort wegzuverlagern. Auf diese Weise kann eine Störzone weit ins Streuwiesen-Innere vorgeschoben werden, ohne daß direkte Eutrophierungen zu erfolgen brauchen.

Das Auftreten dieser Neophyten in Streuwiesenbrachen ist überall dort zu erwarten bzw. zu befürchten, wo von benachbarten Schuttplätzen, Bahndämmen, Straßenrändern, verlichteten Auenwäldern ein Übergreifen der auf Ruderalstandorten verbreiteten Goldruten aufgrund der räumlichen Nachbarschaft ohne Schwierigkeiten möglich ist.

2.2.1.2.5 Verschilfung, Bildung von Pseudo-Röhrichten

Insbesondere nasse Steifseggen-Überflutungsstreuwiesen der Seerieder (Bsp.: Ammersee-Südufer, Chiemsee-Südufer, Kochelsee-Nordufer, Staffelsee-Westufer) und entlang der Flußläufe (Bsp.: Hagner Moos zwischen Hechendorf und Großweil im Lkr. GAP, Zellhofer Moos im Lkr. FFB) neigen bei Brache zur Verschilfung. Zumeist zeichnen sich selbst regelmäßig gemähte Überflutungs-Streuwiesen durch einen hohen Schilfanteil aus, so daß bei Brache die Zunahme von *Phragmites australis* sehr rasch vonstatten gehen kann. Schon nach fünf Jahren weisen brachgefallene Überflutungs-Streuwiesen häufig einen so dichten Schilfbewuchs auf, daß die vormalige Nutzung kaum mehr erkennbar ist und diese Brachflächen sich physiognomisch kaum mehr von den schilffreien Steifseggen-Röhrichten im Verlandungsbereich der Seen abheben.

Die Verschilfung setzt praktisch sämtlichen hochwertigen Pflanzenarten der Überflutungsstreuwiesen zu. Relativ rasch gehen *Orchis palustris* und *Succisa inflexa* zurück, etwas bracheresistenter sind *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Lathyrus palustris*, *Carex buxbaumii*, *Iris sibirica* und *Dactylorhiza ochroleuca*, die mittelfristig (im Verlauf von 5-10 Jahren) nach dem Brachfallen jedoch ebenfalls stark abnehmen (vgl. Kap. 1.4.2.1.5).

Wird die Verbrachung der Überflutungsstreuwiesen von Eutrophierungen direkter und indirekter Art begleitet, so breiten sich neben dem Schilf auch

Nitrophyten wie das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und die Brennessel (*Urtica dioica*) aus (vgl. KLÖTZLI 1986: 351).

Derartige mit Nitrophyten angereicherte Brachen bezeichnet KLÖTZLI (1986: 351) als Pseudoröhrichte; in ihnen lassen sich zumeist aus Naturschutzsicht wertvolle Pflanzenarten nicht mehr auf finden. Pseudoröhrichte entstehen vor allem in brachgefallenen Überflutungstreuwiesen, die von stark mit Nährstoffen belastetem Wasser aus benachbarten Flußläufen oder Seen überspült werden.

2.2.1.2.6 Vergrasung mit Reitgras-Arten (*Calamagrostis epigejos*, *C. varia*)

Auf eher trockenen, zugleich etwas eutrophierten Brachen erscheinen nicht selten ausgedehnte Herden des **Land-Reitgrases** (*Calamagrostis epigejos*). Bezeichnend ist das Land-Reitgras vor allem für brachgefallene Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (vgl. GÖRS 1974: 395).

Es pflanzt sich durch unterirdische Ausläufer fort und bildet Polykormone, die eine drastische Artenverarmung auf den Stellen bewirken, auf die *Calamagrostis epigejos* vorstößt. Das Land-Reitgras kommt besonders an Stellen zur Entfaltung, die etwas beschattet werden und besiedelt häufig die Partien brachgefallener Streuwiesen, die an Waldränder angrenzen. Häufig erfolgt die Einwanderung des Land-Reitgrases in Streuwiesenbrachen von angrenzenden Wäldern oder Forsten aus.

Vitalisierend wirken sich auf *Calamagrostis epigejos* offenbar Eutrophierungen aus, die als laterale Nährstoffeinträge erfolgen können. Ebenso wird *Calamagrostis epigejos* auch bei Ruderalisierungen und Erdbewegungen begünstigt. Erdabraumstellen, Erdhaufen, Bodenverwühlungen infolge Befahrung sowie Randzonen von Forststraßen bilden nicht selten den Ausgangspunkt von *Calamagrostis epigejos*-Polykormonen.

Gelegentlich erscheint auf Streuwiesenbrachen auch das **Bunte Reitgras** (*Calamagrostis varia*) als Problempflanze (z.B. auf den Grettstädter Wiesen im Schweinfurter Becken, auch in einigen Streuwiesenbrachen des Murnauer Moores). In seinem Verhalten ähnelt es dem Land-Reitgras, ist aber nicht so undußsam wie diese Art.

2.2.1.2.7 Die "Verhochmoorung" (= Vertorfmoosung) brachliegender Streuwiesen

Von RINGLER (1977: 66) wurde erstmals ein Sukzessionsprozeß aus dem Alpenrandbereich auf Streuwiesenbrachen beschrieben, den er als "Verhochmoorung" bezeichnete. Verstanden wird darunter die Massenausbreitung von Torfmoosen (*Sphagnum*-Arten) auf Streuwiesenbrachen, wobei die ombrotrophenten Arten der "Roten Torfmoosgesellschaft" (vgl. Kap. 1.4.2.2.1, Arten der Hochmoore = *Sphagnum magellanicum*-Gruppe) wie *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum rubellum* sowie *Polytrichum strictum* (vgl. Foto 12) an dem Sukzessions-

geschehen häufig beteiligt sind. Vielfach wird die Massenausbreitung der Sphagnen durch *Sphagnum warnstorffii*, *Sphagnum teres*, bei Basenarmut von Anbeginn an durch *Sphagnum subsecundum* und *Sphagnum fallax* eingeleitet, bevor sich in einem offenbar zunehmend versauerten Milieu *Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum rubellum* ansiedeln.

Die Vermoosung brachgefallener Streuwiesen mit *Sphagnum*-Arten hemmt die Verbuschung (z.B. mit *Frangula alnus*), bringt sie jedoch nicht völlig zum Stillstand. Zur langfristigen Vegetationsentwicklung solcher Brachen sind jedoch vorläufig nur Hypothesen möglich. Insgesamt erlangt eine Streuwiesenbrache durch die Vermoosung mit *Sphagnum magellanicum* Übergangsmoorcharakter (zum Begriff, siehe Kap. 1.3.1.3). Von einer tatsächlichen "Verhochmoorung", die ein Abkoppeln der Vegetationsdecke von der Speisung durch das Grundwasser mitbeinhalten würde, kann jedoch meines Erachtens nicht die Rede sein. Insofern ist die gewählte Bezeichnung "Verhochmoorung" zwar plakativ, aber sachlich irreführend. Korrekter wäre es, diesen Sukzessionsprozeß als "Vertorfmoosung" (analog zu "Verhochstaudung") zu bezeichnen.

Die Vermoosung von Streuwiesenbrachen mit *Sphagnum*-Arten läßt sich auf Streuwiesenbrachen hauptsächlich im Alpenrandbereich in der montanen Stufe oberhalb 700 Meter Seehöhe (vgl. RINGLER 1977: 66) beobachten. Die Niederschlagsmittel liegen in diesem Bereich bei mindestens 1300 mm/Jahr; wegen der Höhenlage bleiben die Sommer kühl, die Verdunstung relativ gering, so daß perhumide Klimaverhältnisse vorliegen.

Die Ansiedlung von Torfmoosen findet keineswegs nur auf Streuwiesenbrachen ehemaliger Hochmoorstandorte statt. Sie kann auch auf hängigen Streuwiesenbrachen über Geschiebelehmen der Grundmoränenlandschaft beobachtet werden.

Streuwiesenbrachen mit der Torfmoos-Sukzession lassen sich sehr schön im Vorfeld des Trauchbergs zwischen Wildsteig und Steingaden (Lkr. WM), im Raum Baiersoyen, westlich des Staffelsees im Trischelfilz (Lkr. GAP) sowie auch in einigen Talräumen der Voralpen beobachten (z.B. im Pulvermoos bei Unterammergau/Lkr. GAP). Mit zunehmender Entfernung von den Alpen werden "verhochmoorende" Streuwiesenbrachen seltener. Nach unserer Kenntnis befinden sich die nördlichsten Vorkommen von derartigen Streuwiesenbrachen im westlichen Ammer-Loisach-Hügelland in der Grasleitener Moorlandschaft.

2.2.1.3 Auswirkungen kurzfristiger Brache auf Flora und Vegetation

Zu den Auswirkungen kurzzeitiger Brache auf Flora und Vegetation von Mehlsprimel-Kopfbinsenriedern liegt die Arbeit von BOSSHARD et al. (1988) vor, die für das Schweizer Mittelland angefertigt wurde.

Hinsichtlich des Temperaturhaushaltes konnten Unterschiede zwischen den jungen Brachen und den geschnittenen Flächen festgestellt werden. Schon nach einjähriger Brache nehmen die Bodentempera-

turen gegenüber den geschnittenen Flächen ab (BOSSHARD et al. 1988: 192). Der mechanische Widerstand der sich bildenden Streufilzdecken bewirkte bereits nach einem Jahr Veränderungen der Vegetationsstruktur: die Pflanzen reagierten mit einem verstärkten Längenwachstum der Sprosse, ebenso nahm die Halmdichte zu. Bereits nach einjähriger Brache wurden auf den Bracheparzellen mit durchschnittlich 378 g/m^2 höhere Ertragswerte ermittelt als auf den im Herbst geschnittenen Parzellen mit durchschnittlich 269 g/m^2 . Auf den Brachflächen konnte somit 28,8% mehr Biomasse geerntet werden.

Artenverschiebungen ließen sich in den Versuchsfeldern von BOSSHARD et al. (1988: 200) nach einjähriger Brache nur quantitativ nachweisen: *Paranassia palustris* ging deutlich zurück. Auch konnten einige phänologische Veränderungen beobachtet werden: Orchideen reagierten mit Blühverzögerung von ca. drei Wochen. Zu den Nutznießern der kurzfristigen Brache gehörte eindeutig die Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*), deren Wuchshöhe auf den Brachflächen um durchschnittlich 15,2 cm höher ausfiel als auf den geschnittenen Parzellen. In der Brache erhöhte sich ihre Wuchsdichte beinahe um das Doppelte.

Die Verbrachung kam im ersten Jahr nach BOSSHARD et al. (1988: 200) vor allem der Produktivität von *Schoneus nigricans*, *Juncus subnodulosus* und den beiden Seggen-Arten *Carex panicea* und *Carex hostiana* zugute. *Schoneus nigricans*, *Phragmites australis* und *Juncus subnodulosus* erlangen durch die Ausbildung einer Streufilzdecke zusätzliche Konkurrenzvorteile: Mit ihren Trieben können sie die Streufilzdecke mühelos durchstoßen.

2.2.2 Auswirkungen auf die Fauna

(Bearbeitet von M. Bräu)

Nachfolgend wird dargestellt, wie sich die wichtigsten Sukzessionsprozesse in brachgefallenen Streuwiesen-Lebensräumen auf die Fauna auswirken. Bei der Besprechung der einzelnen Sukzessionsprozesse wird die in Kap. 2.2.1.2 (S. 215) gewählte Reihenfolge beibehalten.

Verbuschung und Verwaldung

Streuwiesenbrachen mit beginnender Verbuschung ("halboffene Struktur") können durchaus bedrohten Tierarten Lebensraum bieten, wie etwa gebüschbrütenden Vogelarten, oder in seltenen Fällen auch dem Wald-Wiesenvogelchen (Tagfalter).

Während eingestreute Einzelbüsche und -bäume oder Gebüschgruppen in noch genutzten Streuwiesen die Tierarten-Vielfalt erhöhen (z.B. Vorkommen des Moschusbocks *Aromia moschata* in Weiden oder des Schmalen Fleckenbocks *Strangalia attenuata* u.a. in anbrüchigen Eichen) und wichtige Habitatstrukturen für Vögel (z.B. den Wachtelkönig und Taggreife) und Wirbellose (z.B. als Überwinterungshabitat, siehe Kap. 1.5.1.1) darstellen, die typische Streuwiesen-Zoozönose jedoch nicht verdrängen, leitet die vermehrte Ansiedlung von Ge-

hölzen in Streuwiesenbrachen eine Entwicklung zur Tiergemeinschaft feuchter Wälder ein.

Die Tiergemeinschaft geschlossener Gebüsch- und Wälder auf Niedermoor-Standorten unterscheidet sich von der genutzten Streuwiesen grundlegend: Die heliophilen Arten gehen drastisch zurück, sobald der Offenlandcharakter verloren geht. So fehlen in Bruchwäldern und Eschenwäldern Tagfalter und Heuschrecken fast völlig (lediglich der häufige Zitronenfalter und die Strauchschrecke kommen im Mantel und an Verlichtungsstellen vor). Dafür treten zahlreiche nahrungsökologisch an Gehölze gebundene Arten auf (Weiden besitzen neben Eichen die artenreichste Kleintierfauna), sowie hygrophile und zugleich schattentolerante (bzw. -liebende) Tiere, darunter auch viele gefährdete und seltene (z.B. innerhalb der Schneckenfauna; siehe FALKNER 1992). Eine detaillierte Charakterisierung der Fauna von Niedermoorgebüsch- und -wäldern ist im Rahmen dieses Bandes nicht möglich.

Verfilzung

"Junge" *Molinia*-Brachen wechselfeuchter Standorte mit bereits deutlich erkennbarer Streufilzbildung scheinen nach eigenen Beobachtungen zu den Vorzugshabitaten der Kurzflügeligen Beißschrecke zu gehören. Die Tagfalterfauna verarmt bei ausgeprägter Streufilzbildung deutlich. Die Gründe dafür sind z.B. in den im Bereich der Streufilzdecke anhaltend kühl-feuchten Mikroklimabedingungen (Aufenthaltort für die Tagfalterraupen während Freispausen), in der erschwerten Zugänglichkeit des Eiablagemediums (z.B. legt der Abbiß-Schneckenfalter bevorzugt an Basisblätter von *Succisa pratensis*), und bei den Ameisenbläulingen mutmaßlich auch in den zunehmend ungünstigen Lebensbedingungen für die Wirtsameisen zu suchen.

Die Tagfalterfauna von Streuwiesenbrachen, die durch Reinbestände einzelner Seggen- oder Binsenarten geprägt werden, ist - verglichen mit noch genutzten Streuwiesen mit hoher Pflanzenarten-Diversität - ausgesprochen arten- und individuenarm. Auch unter den Heuschrecken sind nur wenige Arten in der Lage, diesen Brachetyp dauerhaft zu besiedeln. Am besten gelingt dies der in allen hochwüchsigen Wiesentypen mittlerer und feuchter Standorte häufigen Roesels Beißschrecke und der für Feucht- und Streuwiesenbrachen besonders typischen Zwitscherschrecke. Von den selteneren Arten sind lediglich die beiden Schwertschreckenarten gelegentlich vertreten.

Schilf- und gehölzarme Großseggenrieder als nasse Brachegesellschaften von Streuwiesen eignen sich für einige gefährdete Vogelarten als Bruthabitate. Wenn der Boden zu Beginn der Brutzeit (ca. Anfang April) gut durchfeuchtet, aber nicht (mehr) überstaut oder überflutet ist, sind diese Brachestadien z.B. für die Bekassine attraktiv. Die phytophage Kleintierfauna der oft von einer Pflanzenart dominierten Brache-Bestände ist infolge der geringen Nahrungsdiversität vergleichsweise artenarm. Individuenreich vertreten sind jedoch vielfach einige spezialisierte Phytophage, wie etwa reifende Samen von Gräsern, Seggen oder Binsen besaugende Wanzenarten. Da-

bei können neben weit verbreiteten Arten (z.B. *Cymus*-Arten) auch seltene wie die Weichwanzen *Teratocoris paludum* und *Cyrtorrhinus caricis* (Steifseggenried), oder die Niedermoor-Charakterarten *Pachybrachius fracticollis* und *Pachybrachius luridus* (Schnabelseggen-Bestände) auftreten.

In *Juncus subnodulosus*-Brachen kann die stark gefährdete Rötliche Binsenstengeleule (*Coenobia rufa*) vorkommen, deren Raupe sich von dieser Binsenart ernährt.

Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten

Die Zusammensetzung der Fauna von Streuwiesenbrachen verändert sich mit zunehmendem Hochstaudenanteil deutlich.

Die Ausbreitung von Hochstauden begünstigt zunächst einige spezialisierte Phytophage. Zu nennen ist hier z.B. der Mädesüß-Perlmutterfalter, der bei der Ausbreitung von *Filipendula ulmaria* vom erhöhten Nahrungsangebot profitiert (mutmaßlich auch z.B. die ebenfalls an diese Hochstaude gebundenen Blattwespen *Monophadnoides geniculata* und *Pachyprotasis antennata*). Die Ursache für die starke Vermehrung des Mädesüß-Perlmutterfalters unmittelbar nach Nutzungsaufgabe dürfte jedoch auch im Wegfallen der Mahd selbst liegen: Mit dem Abtransport des Mähgutes werden die Jungraupen, die im (bereits im Juli abgelegten) Ei an den Blättern überwintern, entfernt, so daß das Vorkommen von *Brenthis ino* in noch genutzten Streuwiesen vom Vorhandensein ungemähter Partien und Ränder abhängt. Sehr dichte Mädesüßbrachen sind als Raupenhabitate - vermutlich wegen des veränderten Mikroklimas in der Krautschicht - offenbar kaum geeignet.

Günstig ist die Struktur junger Streuwiesenbrachen mit heterogener Krautschichtstruktur für das Braunkehlchen, das eingestreute Hochstauden mit Vorliebe als "Ansitz" für die Insektenjagd und als Singwarte nutzt. Entwickeln sich die Brachen allerdings zu Hochstaudenfluren mit monotoner Struktur weiter, verlieren sie für das Braunkehlchen schnell an Habitatqualität.

Durch das zunehmend ungünstige Mikroklima und bei starker Dominanz der Hochstauden auch durch die Verdrängung der Raupenfutterpflanzen, sind Streuwiesenbrachen mit fortgeschrittener Verhochstaudung ausgesprochen arm an Tagfalterarten. Auch für Heuschrecken ist das permanent kühlfeuchte Mikroklima in verfilzten Hochstaudenfluren ungünstig. Ausgedehnte Mädesüß-, Brennessel- oder Goldrutenfluren sind weitgehend frei von Heuschrecken (vgl. DETZEL 1991: 329).

Verschilfung

Einen Sonderfall stellen Streuwiesenbrachen mit Verschilfung dar. Der Tierartenbesatz ist dabei stark vom Grad der Verschilfung abhängig.

So zeigen Pfeifengras-Streuwiesen mit lockerer und nicht zu hochwüchsiger Verschilfung mit Halmabständen über etwa 50 cm i.d.R. einen maximalen Reichtum an Tierarten. Zum einen ist das charakteristische Arteninventar schilffreier, genutzter Streuwiesen in diesen noch vollständig vertreten (einige

Arten wie der Riedteufel, die Sumpfschrecke, die Große Goldschrecke oder die Schwertschrecken erreichen in lockerschliffigen Bereichen oft sogar die höchsten Individuendichten), andererseits treten zahlreiche Arten hinzu, die an *Phragmites communis* gebunden sind (vgl. Kap. 1.5.1.1).

Bei zunehmend dichter Verschilfung und Streuschichtbildung verändert sich das Arteninventar grundlegend: Während Tierarten, die auf eine ausreichende Besonnung der Bodenoberfläche und der bodennahen Krautschichtbereiche angewiesen sind, sukzessive zurückgehen, gleicht sich die Fauna der Streuwiesen mit zunehmend dichter und höherer Verschilfung immer mehr der reiner Schilfröhrichte der Verlandungsgürtel an. Sie eignen sich dann auch als Habitat für typische Tierarten landseitiger Abschnitte von Verlandungsröhrichten (z.B. als Brut habitat für Schilfrohrsänger und als Lebensraum für die Zwergmaus).

Viele charakteristische Tagfalterarten der Streuwiesen verschwinden bereits erheblich früher aus den Brachestadien als ihre Raupenfutterpflanzen. So sind Lungenenzian-Pflanzen für den Lungenenzian-Bläuling offensichtlich nicht mehr nutzbar, wenn der "Eiablage-Anflug" durch dicht stehende Schilfhalm behindert ist.

Bodenlegende Heuschreckenarten werden durch die zunehmende Bodenbeschattung aus sich verdichtenden Schilfbeständen brachliegender Streuwiesen verdrängt, da die artspezifischen minimalen Wärmesummen während der Embryonalentwicklung unterschritten werden. Die Eiablage in Pflanzenstengel, u.a. auch in Schilfhalm ermöglicht es den vertikal orientierten Schwertschrecken und der Großen Goldschrecke auch Streuwiesenbrachen mit rel. starker Verschilfung noch zu besiedeln, solange der Raumwiderstand und der Beschattungseffekt im Pflanzenbestand nicht zu extrem wird. In reinen Schilfröhrichten fehlen auch diese Heuschreckenarten.

Gegenüber noch genutzten Streuwiesen stärker vertreten ist dagegen die schilfgebundene Fauna. Ein Teil dieser Arten besiedelt Schilfbestände aller Art, andere zeigen jedoch eine deutliche Präferenz für Schilfbestände an nicht überschwemmten oder überstauten Flächen ("Landschilf"), z.B. in Streuwiesenbrachen. Zu den letzteren zählt die Zwergmaus, der Schilfrohrsänger und die Schilfgallenfliege, deren Zigarrengallen einigen "Nachmietern" als Bruthabitate dienen (z.B. für die stark gefährdete Wildbiene *Prosopis pectoralis* und andere Hautflügler), oder auch die Rötlichgelbe Schilfrohreule (*Mythimna straminea*). Streuwiesenbrachen mit fortgeschrittener Verschilfung und ausgeprägter Bodenstreulage werden weiterhin z.B. vom Röhricht-Glanzlaufkäfer (*Agonum thoreyi*) und anderen "hygrophilen Streubodenarten" bevorzugt besiedelt (siehe Kap. 1.5.2.6).

Auch dichter verschilfte Streuwiesenbrachen können also durchaus eine verhältnismäßig artenreiche Tierwelt aufweisen, allerdings handelt es sich überwiegend um im Vergleich zur typischen Fauna noch

genutzter Streuwiesen weiter verbreitete und weniger stark gefährdete Arten.

Verhochmoorung

Über die Veränderungen der Tierartengarnitur bei "verhochmoorten" Streuwiesen liegen keine Untersuchungen vor. Da ein Großteil der Hochmoor-Charaktertiere als ausgesprochen ausbreitungsschwach gilt, ist mit der Zuwanderung von Hochmoorarten in derartige Streuwiesenbrachen nur zu rechnen, wenn ein unmittelbarer Kontakt zu geeigneten Lieferbiotopen wie Hoch- und Übergangsmooren besteht.

Hochmoore weisen eine vergleichsweise artenarme, jedoch hoch spezialisierte und hochgradig gefährdete Tierwelt auf, die sich deutlich von der der Streuwiesen unterscheidet (siehe z.B. BURMEISTER 1980).

2.2.3 Bewertung

Zweifellos gibt es Brachestadien in Streuwiesen-Lebensräumen, die aus floristischer und faunistischer Sicht durchaus wertvoll sind, da diese unter anderem nutzungsempfindlichen Pflanzen- und Tierarten Refugien bieten, zusätzliche Ressourcen bereitstellen und ein kontinuierliches Ressourcenangebot sichern (z.B. während pflege-/bewirtschaftungsabhängiger Engpässe auf den Nachbarflächen).

Bei der Würdigung dieser frühen Sukzessionsstadien darf nicht vergessen werden, daß diese Stadien von relativ kurzer Dauer und ihrerseits pflegeabhängig sind. Zu ihrer Erhaltung ist die Mahd etwa im 2-5 jährigen Turnus angebracht, gegebenenfalls ist zudem die gezielte Bekämpfung vordringender Polykormone notwendig, so daß ein Pflegemanagement wie die "Kontrollierte Brache" (vgl. Kap. 2.1.1.8, S. 208) stattfinden muß.

Bleiben die Pflegeeingriffe aus und stattdessen die Brachesituation weiterhin bestehen, so bewirkt der Fortgang der Sukzessionsprozesse ("Verbuschung", "Verfilzung", "Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten", "Verschilfung", gegebenenfalls auch die "Vergrasung mit Reitgras-Arten" und die "Verhochstaudung mit *Solidago*-Arten) den Abbau der entomofaunistisch und anfangs auch noch floristisch wertvollen Stadien. Binnen 5-20 Jahren entstehen artenarme, oft strukturell auch recht monotone Birken-(Vor)Wälder, Faulbaum- oder Grauweidengebüsche, stark verfilzte (Alt)Grasbestände, Hochstaudenfluren der Schilf(pseudo)röhrichte. Mit dem Auftreten ausgedehnter Brachegrasfilzdecken, Verhochstaudungen und Vorwaldgruppen verliert sich zugleich immer mehr das markante und unverwechselbare Erscheinungsbild der Streuwiesen-Lebensräume; es ergeben sich erhebliche Änderungen des Landschaftsbildes.

Lediglich bei der "Verhochmoorung" brachgefallener Pfeifengraswiesen und Haarbinsenrieder entstehen hinsichtlich Artenausstattung (Flora!) Vegetationsbestände, die aus Artenschutzsicht den vormaligen genutzten Streuwiesen zumindest gleichwertig sind. In ihnen lassen sich durchaus seltenere und gefährdete Arten der Sphagnummoore wie *Andromeda polifolia* auffinden. Über die Beständigkeit

dieser mit Torfmoosen überzogenen Bracheflächen ist allerdings noch zu wenig bekannt, um Aussagen über einen langfristig eventuell angebrachten Pflegebedarf zu erlauben.

Auch kurzzeitige Brache muß in ihren Auswirkungen mit Bedacht abgewogen werden. Sie eröffnet häufig zu zeitig gemähten Spätblüherern wie den späten Enzianen (*Gentiana pneumonanthe* und *G. asclepiadea*) die Fruchtreife und verschafft der Kleintierwelt benötigte Habitatstrukturen. Allerdings kommt bereits bei kurzzeitiger Brache die Streufilzbildung in Gang, die Bestandesstruktur verändert sich durch ein gesteigertes Höhenwachstum und eine erhöhte Ertragsproduktion der Vegetationsdecke, so daß niedrigwüchsige, aus Artenschutzsicht oft besonders hochwertige Arten Konkurrenz Nachteile erleiden.

Der Abbau der abgestorbenen, in den Brachejahren nicht abgeräumten Phytomasse begünstigt eine allmähliche Aufdüngung des Standorts. Ruft man sich die in den letzten Jahrzehnten erheblich gestiegene Immissionsbelastung aus der Atmosphäre und die damit verbundene verstärkte Nährstoffzufuhr ins Gedächtnis, so wird deutlich, daß man mit dem regelmäßigen Einschieben von Brachejahren das Risiko einer allmählichen Eutrophierung des Streuwiesenstandorts eingeht.

Besonders kritisch ist das Gewähren auch kurzzeitiger Brachephasen in Streuwiesen-Lebensräumen zu beurteilen, die zur Verschilfung oder zur Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten neigen. Die Zunahme des Schilfs und der Hochstauden erfolgt im Brachefall sehr rasch. Schon eine geringfügige Zunahme der Halmdichte von *Phragmites australis* kann die Lebensmöglichkeiten von Insektenarten stark einschränken, die Überflutungs-Streuwiesen bewohnen (vgl. Kap. 2.2.2, S. 222, "Verschilfung"). Bereits drei bis fünf Jahre Brache können ausreichen, um die Strukturbeschaffenheit derartiger Streuwiesen infolge Verschilfung vollkommen zu verfremden und sie floristisch und faunistisch stark zu entwerten.

Einschneidende - nicht ohne weiteres wieder umkehrbare - standörtliche Veränderungen verursachen FILIPENDULION-Hochstauden. Durch starke Transpiration wirken sie entwässernd, ihre leicht abbaubare Streu begünstigt die N-Mineralisation, so daß der Nährstoffumsatz der von ihnen besiedelten Streuwiesenstandorte erheblich gesteigert wird (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220). Eine Rückführung auf das vormalige Nährstoff-Niveau ist ein langwieriges Unterfangen und setzt eine längere Bewirtschaftung im früheren Stil voraus (vgl. KLÖTZLI 1978: 190).

Es versteht sich von selbst, daß die Verhochstaudung von Streuwiesenbrachen mit den neophytischen Goldruten, die zur Verdrängung der heimischen Flora führt, negativ zu beurteilen ist.

Generell bleibt festzuhalten, daß späte Brachestadien der Streuwiesen-Lebensräume bevorzugende Arten heute nur ausnahmsweise gefährdet sind. Brachezustände stellen heute auch dort keine Mangelsituation dar, wo wieder verstärkt die Streuwiesenflächen in die Mahdpflege genommen worden sind

(z.B. im Tätigkeitsbereich des Maschinenringes Oberland/Lkr. WM und GAP). Vielfach gilt jedoch noch die gegenteilige Situation, nach der Verbrauchszustände die Regel, Nutzungs- und Pflegezustände die Ausnahme darstellen (vgl. Kap. 1.11.2). Aus diesem Sachverhalt ergeben sich konzeptionelle Schlußfolgerungen (Kap. 4).

2.3 Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse

(Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen von Nutzungsänderungen und Störeinflüssen auf Streuwiesen behandelt, soweit sie für die Pflegekonzeptplanung relevant sind.

Im ersten [Unterkapitel 2.3.1](#) werden zunächst die Auswirkungen der Aufforstung beschrieben. In Anknüpfung an das vorhergehende "Sukzessionskapitel" ([Kap. 2.2](#), S. 214) erfolgt ein Vergleich der Brache und der Aufforstung.

Im [Unterkapitel 2.3.2](#) (S. 226) wird dargestellt, anhand welcher "Warnarten" sich schleichende Eutrophierungen erkennen lassen. Außerdem werden die Ergebnisse einiger Düngeversuche zu Streuwiesen wiedergegeben.

Das dritte [Unterkapitel 2.3.3](#) (S. 229) beschreibt die Vegetationsveränderungen auf Streuwiesen und streugennutzten Quellmooren, die bei Entwässerung zu beobachten sind.

Das vierte [Unterkapitel 2.3.4](#) (S. 230) behandelt kurz die Folgen der Mehrschnittnutzung und intensiver Beweidung.

Das fünfte [Unterkapitel 2.3.5](#), (S. 230) beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Freizeit- und Erholungsbetriebes auf Streuwiesen-Lebensräume.

2.3.1 Aufforstung

Aufforstungen stellen a priori eine Zerstörungsform von Streuwiesen-Lebensräumen dar. Eine ausführliche Schilderung der Auswirkung der Aufforstung auf die Streuwiesen-Vegetation und -Fauna erübrigt sich daher, zumal die Auswirkungen der Beschattung schon im Sukzessionskapitel behandelt wurden.

Letztendlich führen auf den anthropogenen Streuwiesen auf die Dauer sowohl Brache als auch Aufforstung zu einer +/- geschlossenen Bewaldung. Während bei Brache sich jedoch zunächst mehrere, nebeneinander ablaufende Sukzessionsprozesse beobachten lassen, die während der Divergenzphase (vgl. [Kap. 2.2.1.1](#)) zu einer Differenzierung zwischen verbuschten, verwaldeten, schwach verfilzten, stark verfilzten, verbulteten, verhochstaudeten,

verschilften, vermoosten und schließlich noch recht wenig veränderten Partien führen, verursacht die Aufforstung von vornherein eine Monotonisierung des Lebensraumes. Bei Brache erfolgt diese Monotonisierung erst mit Einsetzen der Konvergenz-Phase (vgl. [Kap. 2.2.1.1](#)) nach etwa 15-30 Jahren. In sehr nassen Quellmooren und Großseggenriedern können sich gepflanzte Gehölze gewöhnlich nicht entwickeln, sie sterben bald wieder ab.

Eine Freisetzung von Nährstoffen kann durch die beim Pflanzvorgang initiierte Torfmineralisation eingeleitet werden, die Bodenbewegung begünstigt die Ansiedlung von Störzeigern. Mit beginnendem Kronenschluß, der bei Nadelbäumen in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen nach 8 bis 15 Jahren erfolgt, nimmt die Deckung der Krautschicht rasch ab. Eine vergleichsweise hohe Beständigkeit zeigt das relativ beschattungsverträgliche Pfeifengras, das zumindest randlich auch in älteren Aufforstungen vielfach noch mit einzelnen Horsten zu finden ist. Bei ausreichender Bodennässe verharren auch einige Moosarten. Der Rückgang der charakteristischen Entomofauna eilt dem Verschwinden der Nektar- bzw. Futterpflanzen häufig schon voraus. Das Verschwinden dieser Insekten ist eine Folge der veränderten Habitatstruktur und der beginnenden Beschattung.

Die standörtlichen Veränderungen nehmen in Abhängigkeit von der gepflanzten Gehölzart einen geringfügig modifizierten Verlauf. Generell leiten sämtliche Gehölzarten mit zunehmender Nadel- bzw. Blattmasse aufgrund ihrer Pumpwirkung eine verstärkte Entwässerung ein. Diesen Vorgang bezeichnet H. MAYER (1984: 129) als "biologische Drainage" und empfiehlt deshalb die Anpflanzung von Schwarzerlen auf vernässten Standorten als Vorwaldart bevor Aufforstungen mit weiteren Nutzholzarten vorgenommen werden. Die Transpirationsleistung der auf Streuwiesenstandorte bevorzugt gepflanzten Laubholzarten Pappel und Erle übertrifft die von Nadelgehölzen während der Sommermonate wesentlich*. Mit der Abnahme des Bodenwassergehalts verbessert sich die Nährstoffverfügbarkeit. Zusätzlich führt der von Jahr zu Jahr mit zunehmender Aufwuchshöhe umfangreichere Laubfall zu einer allmählichen Aufdüngung des Standorts.

Das verhältnismäßig mineralstoffreiche, abgeworfene Laub der Pappeln und Erlen zersetzt sich auf den oberflächlich ausreichend durchlüfteten Moor- und Gleyböden ziemlich rasch. Die sich innerhalb kurzer Zeit im Boden ausbreitenden Feinwurzeln der Laubgehölze schließen weitere Nährstoffe auf und machen sie für die Krautschicht verfügbar ("Nährstoffpumpe"). Bei einer Erlenanpflanzung kommt noch eine zusätzliche N-Fixierung durch symbiontisch lebende Actinomyceten (MAYER 1984: 128 f.) hinzu. In Aufforstungen mit Erlen oder

* Pappeln und Erlen werden wegen ihrer Fähigkeit, den Bodenwassergehalt staunasser Standorte merklich zu senken, als "Pumpende Gehölzarten" bezeichnet.

Pappeln stellen sich recht rasch eine Verbesserung des Nährstoffangebotes und wegen deren enormer Wuchsleistungen von bis zu 1 m/Jahr eine wirksame Schattwirkung ein.

Nadelgehölze wachsen auf den zumeist nassen Standorten weitaus langsamer (zusätzlich Gefahr der Rotfäule), beschatten aber bei dichtem Pflanzabstand mit zunehmendem Kronenschluß den Standort ganzjährig und intensiver. Die Nadelstreu zersetzt sich wegen ihrer Nährstoffarmut und ihres niedrigen pH-Werts nur sehr langsam und bildet eine anwachsende Rohhumusdecke. In Kalkflachmooren wird die Nadelstreu im allgemeinen etwas rascher abgebaut, dennoch verändert der entstehende Moderhumushorizont das Oberbodenmilieu durch Senkung des pH-Werts.

2.3.2 Eutrophierung und Düngung

Wie bereits in Kap. 1.7.1 ausgeführt wurde, stellt die Armut von pflanzenverfügbaren Nährstoffen (insbesondere an P und K) eine entscheidende Voraussetzung für das Vorkommen der Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen dar. Selbst die keineswegs oligotrophen Überflutungsstreuwiesen mit der Steif-Segge als dominanter Art sind gegen Nährstoffeinträge, die über das natürliche Maß hinausgehen empfindlich und reagieren bei erhöhtem Nährstoffeintrag mit einem Umbau der Vegetationsdecke.

Den niedrigen, einigermaßen ausgeglichenen Nährstoffniveaus entsprechend, gedeihen vorwiegend oligotraphente und allenfalls mesotraphente, oft peinomorphe (vgl. Kap. 1.4.1.4) Pflanzenarten. Unter den gegebenen Standortverhältnissen, die von den durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen entscheidend mitgeprägt sind, erlangen diese Pflanzenarten ihre größte Konkurrenzkraft und schließen sich zu den einzelnen Pflanzengemeinschaften der Streuwiesen zusammen.

Erfolgt nun eine Erhöhung der Nährstoffversorgung, so ändern sich die Konkurrenzverhältnisse. Ab einer bestimmten Nährstoffversorgung vermögen die anspruchsvolleren und kampfkraftigeren Arten der Feuchtwiesen (CALTHION-Ges.), Hochstauden (FILIPENDULION-Ges.), in recht trockenen Streuwiesentypen auch der Glatthaferwiesen (ARRHENATHERION-Ges.), in sehr nassen Streuwiesen der eutraphenten Röhrichte (PHRAGMITION/MAGNOCARICION) Fuß zu fassen und die angestammte Streuwiesenvegetation allmählich zu verdrängen. Durch diesen Vorgang erfahren Streuwiesen schwerwiegende Veränderungen; unter anderem vollzieht sich durch Aufdüngung eine gravierende Verarmung an Streuwiesenarten, wobei in erster Linie die aus Naturschutzsicht besonders hochwertigen Arten vom Verschwinden betroffen sind.

Derartige Veränderungen sind in den vergangenen Jahrzehnten in großem Umfang durch Aufdüngung (meist in Verbindung mit gleichzeitiger Entwässerung) herbeigeführt worden, um Streuwiesen in ertragreicheres Wirtschaftsgrünland umzuwandeln. Auf diese Entwicklung ist bereits in Kap. 1.11.1 eingegangen worden. Heute werden Streuwiesen

vielfach unbeabsichtigt von den Eutrophierungen erfaßt (vgl. Kap. 1.11.3.5). Von einer solchen unbeabsichtigten Eutrophierung sind auch Streuwiesen innerhalb von Naturschutzgebieten oder von flächenhaften Naturdenkmälern betroffen. Unbeabsichtigte Nährstoffeinträge erfolgen häufig von unmittelbar angrenzenden, intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen aus, die in geringer Entfernung benachbart von den Streuwiesen liegen, so daß beispielsweise erhebliche Düngermengen eingeweht werden können. Durch Windtransport werden Düngestoffe mitunter weit ins Streuwiesennere verdriftet, und so eine schleichende Eutrophierung bewirkt. Der Lateraltransport kann auch über das Grundwasser und über Hangzugwasser erfolgen, in dem gelöste Nähr- und Mineralstoffe einem Streuwiesenbestand zugeführt werden. Nährstoffeinträge sind zudem über das Überflutungswasser (z.B. eines stark mit P belasteten Sees oder Flusses) möglich.

Da Eutrophierungen die Lebensbedingungen der Streuwiesen per se untergraben, muß bei der festzulegenden Pflegeplanung Eutrophierungen weitestmöglich entgegengewirkt werden. Woran sind "schleichende" Eutrophierungen zu erkennen, wie wirken sie sich aus? Eine möglichst zeitige Diagnose sollen die nachfolgenden Ausführungen des Kap. 2.3.2.1 erleichtern. Das Kap. 2.3.2.2 (S. 228) gibt die Ergebnisse eines Versuchs von EGLOFF (1983 u. 1986) aus dem Schweizer Mittelland wieder, bei dem die Auswirkungen der Düngung auf Pfeifengraswiesen-Bestände experimentell überprüft wurden.

2.3.2.1 Zur Erkennung von Eutrophierungsschäden

Das Ausmaß der Störung und somit der Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung hängt von der Art, der Intensität und der Dauer der zusätzlichen Nährstoffanlieferung ab. Bisweilen läßt sich schon aus der Distanz erkennen, daß Streuwiesen oder Teile davon eutrophiert sind. Eine größere Wuchshöhe und Wuchsdichte der Vegetation sind Hinweise darauf, daß eine Streuwiese Nährstoffeinträge bezieht oder daß sie früher zumindest vorübergehend gedüngt worden ist.

A) Pfeifengraswiesen und Übergangsbestände von Kleinseggeriedern zu Pfeifengraswiesen

Bezeichnend für eutrophierte Pfeifengras-Streuwiesen ist zudem eine vorzeitige, bereits im Juli und im zeitigen August erfolgende, bleichfarbene Verstrohung, da Fettgräser wie der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), der Wiesen-Schwingel (*Festuca pratensis*), das Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und vor allem das für eutrophierte Pfeifengraswiesen besonders typische Honiggras (*Holcus lanatus*) (vgl. Foto Q8) früher welken als die bestandesbildenden Pfeifengras-Arten (*Molinia caerulea* et *arundinacea*). Während intakte Pfeifengraswiesen erst im September beginnen, ihre sommerliche graugrüne Farbe gegen die spätsommerlichen und herbstlichen, gelbbraunen, dunkelbraunen und graubraunen, strohigen Farbtöne einzutauschen, erfolgt

dieser Farbwechsel bei eutrophierten Pfeifengraswiesen bereits drei Wochen oder sogar einen Monat früher.

Umgekehrt wird eine Pfeifengras-Streuweise mit Eutrophierungsschäden im Frühjahr rascher grün. Intakte Streuwiesen nehmen ihre charakteristische graugrüne Färbung bei normaler Witterung erst in der ersten (Tief lagen) und in der zweiten Mai-Dekade (Montanbereich) an. Eutrophierte Partien von Pfeifengraswiesen überziehen sich dagegen schon Mitte April mit einer frischgrünen Farbe (siehe Foto Q9), während die +/- intakten Teilflächen noch ihre fahl-winterbraune Färbung zeigen.

Nachfolgend werden fünf Artenlisten von Blütenpflanzen-Arten zusammengestellt, die von einem verbesserten Nährstoffangebot in Pfeifengras-Streuweisen profitieren. Diese Listen können vorläufig nur einen provisorischen Charakter haben und müssen zudem auf die örtlichen Verhältnisse hin modifiziert werden (einige Ergänzungen möglich, einige Streichungen erforderlich). Zu den Vegetationsveränderungen, die sich auf diesem Rasentyp bei Eutrophierung vollziehen, liegen aus dem deutschsprachigen Raum bisher in erster Linie aus der Schweiz einschlägige Publikationen vor, wichtig sind in diesem Zusammenhang die Arbeiten von BOLLER-ELMER (1977) und besonders von EGLOFF (1983/1984/1986).

Vorläufig können die Gefäßpflanzen, die offensichtlich zu den Nutznießern von Eutrophierungen in Pfeifengras-Streuweisen gehören und die sich deshalb als Zeiger- bzw. "Warnarten" (vgl. EGLOFF 1986: 135 ff.) für diesen Störeinfluß eignen, nach EGLOFF (1984: 31 ff. und 1986: 70 f.), ergänzt durch eigene Beobachtungen* (SCHWAB/ QUINGER/ RINGLER), wie folgt gruppiert werden :

1) Arten, die auch für intakte Pfeifengras-Streuweisen (MOLINION-Ges.) bezeichnend sind. Durch die Eutrophierung erreichen sie jedoch sehr hohe Deckungswerte und bilden oft +/- dicht "wuchernde" und auffällige Herden, wie sie in ungestörten Pfeifengras-Streuweisen niemals zu beobachten sind :

<i>Centaurea jacea subsp. angustifolia</i>	Schmalblättrige Wiesen-Flockenblume
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel
<i>Dianthus superbus</i> *	Pracht-Nelke
<i>Galium verum</i> *	Echtes Labkraut
<i>Galium boreale</i> *	Nordisches Labkraut
<i>Inula salicina</i>	Weiden-Alant
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut
<i>Rhinanthus</i> -Arten *, z.B.	Klappertopf-Arten
<i>R. glacialis</i>	Begrannter Klappertopf
<i>R. alectorolophus</i>	Zottiger Klappertopf
<i>R. minor</i>	Kleiner Klappertopf
<i>Senecio helenites</i> *	Spatel-Greiskraut

<i>Serratula tinctoria</i> *	Färberscharte
<i>Succisa pratensis</i> *	Teufelsabbiß

2) Hochstauden, Brachegräser und Arten eutrophenter Röhrichte (FILIPENDULION und PHRAGMITION) sowie typische Arten der **Kohldistelwiesen**, die in Pfeifengraswiesen sonst nur vereinzelt und zerstreut anzutreffen sind, breiten sich aus :

<i>Agrostis gigantea</i>	Fioringras
<i>Angelica silvestris</i>	Wald-Engelwurz
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Land-Reitgras
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
<i>Carex acutiformis</i>	Sumpf-Segge
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß
<i>Hypericum tetrapterum</i> *	Vierflügeliges Johanniskraut
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich
<i>Lythrum salicaria</i> *	Blutweiderich
<i>Symphytum officinale</i>	Echte Wallwurz
<i>Valeriana officinalis</i>	Echter Baldrian

3) Typische Arten der Fettwiesen (ARRHENATHERION und CYNOSURION), die vorher höchstens punktweise und in kümmerlicher Form anzutreffen waren, etablieren sich zunehmend nach Nährstoffeinträgen :

<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer
<i>Achillea millefolium</i>	Wiesen-Schafgarbe
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Tresse
<i>Carum carvi</i>	Kümmel
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut
<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuelgras
<i>Festuca pratensis</i>	Wiesen-Schwingel
<i>Galium mollugo</i>	Wiesen-Labkraut
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras
<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse
<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinak
<i>Phleum pratense</i>	Wiesen-Lieschgras
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich
<i>Pimpinella major</i>	Große Pimpinelle
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß
<i>Rumex acetosa</i>	Sauerampfer
<i>Taraxacum officinale</i>	Gewöhnlicher Löwenzahn
<i>Trifolium pratense</i>	Rot-Klee

* Die ergänzten Arten sind mit einem Stern * markiert.

<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee
<i>Trisetum flavescens</i>	Goldhafer
<i>Vicia sepium</i>	Zaun-Wicke

4) Eine Zwischenstellung zwischen Artengruppe 1 und 3 nehmen die folgenden Wiesenpflanzen ein, die vorwiegend im eutrophen MOLINION und im mageren Feuchtgrünland gedeihen; in ungestörten Pfeifengraswiesen spielen sie nur eine untergeordnete Rolle oder fehlen sogar, in eutrophierten bilden sie dagegen oft auffällige Massenbestände :

<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ruchgras
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>jacea</i>	Wiesen- Flockenblume
<i>Colchicum autumnale</i>	Herbstzeitlose
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	Margerite
<i>Cruciata laevipes</i>	Kreuz-Labkraut
<i>Festuca rubra</i>	Rot-Schwingel
<i>Hypericum perforatum</i>	Tüpfel-Johanniskraut
<i>Knautia arvensis</i>	Acker-Witwenblume
<i>Lotus corniculatus</i>	Hornklee
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke
<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume
<i>Stachys officinalis</i>	Heil-Ziest
<i>Stellaria graminea</i>	Gras-Sternmiere
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke

5) Pionierarten, bei der Besiedlung offener Stellen und auch bei der Eroberung brachgefallener Pfeifengraswiesen sehr konkurrenzstark:

<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gewöhnlicher Hohlzahn
<i>Picris hieracioides</i>	Gewöhnliches Bitterkraut
<i>Ranunculus repens</i> *	Kriechender Hahnenfuß
<i>Senecio erucifolius</i>	Raukenblättriges Greiskraut
<i>Silene dioica</i>	Rote Lichtnelke
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadische Goldrute
<i>Solidago gigantea</i>	Riesen-Goldrute

B) Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder

Zu den Warnarten, die für nasse Kleinseggenrieder und Hangquellmoore charakteristisch sind, existiert unseres Wissens keine Literatur.

Nach eigenen Erhebungen äußern sich in **nasse Hang-Kalkquellmoore** vordringende Nährstofffronten (vgl. KLÖTZLI 1986: 352) im Auftreten auffälliger Schilfherden (*Phragmites australis*). Zunahmen in Dominanz und Wüchsigkeit verzeichnet die Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*), die von einer Vergrößerung des Nährstoffangebots in Hangquellmooren profitiert und sich oft gemeinsam mit der Wasser-Minze (*Mentha aquatica*) ausbreitet. Unter den Hochstauden-Arten ist der Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) typisch für gestörte Hang-Quellmoore. Unter den Poaceen erscheint häufig die Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) als auffälligste Störart in eutrophierten Hang-Quell-

mooren; die Gräser des Wirtschaftgrünlandes spielen aufgrund der großen Nässe nur eine sehr untergeordnete Rolle.

Bezeichnend für eutrophierte Kleinseggenrieder ist ferner das Auftreten einiger Arten der Bachkratzdistelwiesen und der Wiesensilgen-Wiesenknopfwiesen wie die Bach-Kratzdistel (*Cirsium rivulare*), die Trollblume (*Trollius europaeus*), das Sumpf-Vergrößerblume (*Myosotis palustris*), der Zweihäusige Baldrian (*Valerianella dioica*), die Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*), der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*), der Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*), der Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) und die Wiesensilge (*Silaum silaus*). In eutrophierten Kleinseggenriedern der Seerieder setzen sich meso- bis eutraphente MAGNOCARICION-Arten wie *Lythrum salicaria* und *Senecio paludosus* (vgl. EGLOFF 1986: 72) fest.

Unter den Moosarten können die Arten der *Calliergonella cuspidata*-Gruppe (insbesondere *Climacium dendroides*!) als Indikator-Arten für Eutrophierung in Kleinseggenriedern gelten, die Arten der *Bryum pseudotriquetrum*-Gruppe (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.2.1) werden bei Eutrophierung deutlich begünstigt.

Als ein Eutrophierungszeiger **kalkarmer Hang-Quellmoore** kann die Spitzblütige Binse (*Juncus acutiflorus*) gelten, die sich dort analog wie die Stumpfblütige Binse in kalkreichen Quellmooren verhält. Typische krautige Eutrophierungszeiger in kalkarmen Hangquellmooren sind der Sumpf-Hornklee (*Lotus uliginosus*), der in dichten Trupps auftretende Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) und das Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*). Die Arten der Bachkratzdistelwiesen wie die Trollblume besiedeln auch eutrophierte Quellmoore, die kalkarm sind.

C) Steifseggen-Streuwiesen

Charakteristisch für eutrophierte Steifseggen-Streuwiesen ist eine verstärkte Vitalität des Schilfs. Eine sichere Indikatorart für, durch das Überflutungswasser überdüngte Steifseggen-Streuwiesen im Murnauer Moos (eig. Beobachtung), ist das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Auf Eutrophierung der Steifseggen-Streuwiesen deutet auch eine verstärkte Vitalität der Sumpf- und der Schlank-Segge (*Carex acutiformis* und *C. gracilis*) hin.

2.3.2.2 Auswirkungen der Düngung auf die Streuwiesen-Vegetation

Düngungsversuche in Streuwiesen fanden schon Ende des letzten Jahrhunderts statt. Dabei ging es in erster Linie um die Klärung der Frage, ob sich durch Düngung die Streuerträge steigern lassen (vgl. STEBLER 1898: 112). Der Einsatz von Hofdünger wie Gülle und Mist, aber auch von stickstoffhaltigen Kunstdüngern wurde als ungeeignet bezeichnet, da eine einseitige Förderung der Futterpflanzen und somit eine Umwandlung der Streuwiese in eine Futterwiese erfolgt (STEBLER 1898: 113). Erprobt wurden Thomasmehl (ein P-Dünger) und Kaolinit (ein K-Dünger), Ausbringungen von 52 kg P/ha

sollten nach STEBLER nur alle drei Jahre erfolgen. Der Steigerung des Ertrags standen folgende Negativentwicklungen gegenüber (STEBLER 1898: 113):

- "die Qualität der Streu ist eine geringere";
- "die kleartigen Gewächse begünstigen vermöge ihrer Befähigung, den Boden mit Stickstoff zu bereichern, auch die Futtergräser, während die Streuegräser leicht verdrängt werden";
- "durch die Düngung wird die Vegetation verfrüht, wobei die spät sich entwickelnden Streuegräser nicht Schritt zu halten vermögen und deshalb unterdrückt werden".

In dem von EGLOFF (1983/1986) in den frühen 80er Jahren durchgeführten Düngungsversuch von Pfeifengraswiesen im Schweizer Mittelland zeigte es sich, daß sich dort zunächst kaum neue Arten etablierten. Die deutlichste Förderung erfuhren das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und das Fioringras (*Agrostis gigantea*), die bereits zu Versuchsbeginn in geringer Deckung auf der Versuchsfläche vorkamen. Trotz hoher Düngergaben bei dem Versuch "Lunnerallmend" (240 kg N, 70 kg P und 418 kg K /ha und Jahr; vgl. EGLOFF 1986: 14) kam es nicht zu drastischen Umstellungen der Artenzusammensetzung. EGLOFF (1986: 132) nimmt an, daß dies auf die Beibehaltung der einschürigen herbstlichen Mahd zurückzuführen ist und keine Umstellung auf ein mehrschüriges Mahdregime erfolgte. Futtergräser siedelten sich auf den zu Versuchsbeginn ungestörten Versuchsflächen kaum an. Unter den krautigen Streuwiesenpflanzen erfuhren insbesondere *Inula salicina*, *Mentha aquatica*, *Cirsium palustre*, *Centaurea angustifolia* und *Pulicaria dysenterica* eine Förderung (EGLOFF 1986: 134). Stark benachteiligt waren insbesondere bei Volldüngung dagegen einige niedrigwüchsige Arten wie *Carex hostiana*, *Carex panicea* und *Schoenus nigricans*, die der Konkurrenz um das Licht unterlagen (EGLOFF 1986: 72).

Auf einer zweiten Versuchsfläche ("Kloten") profitierten die schon zu Versuchsbeginn vorhandenen Futtergräser *Holcus lanatus* und *Festuca rubra* (EGLOFF 1986: 132) von den Düngungen. Unter den Grünlandkräutern reagierte vor allem *Galium album* mit einer Zunahme der Deckungswerte (EGLOFF 1986: 71).

In einem Düngungsversuch am Chiemsee, der auf einer als "SCHOENO-MOLINIETUM" charakterisierten Streuwiese durchgeführt wurde, nahmen nach FINCKH (1960: Tab. 1) neben *Holcus lanatus* und *Festuca rubra* auch *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca pratensis* und *Poa pratensis* auf den NP-, PK- und den NPK-Parzellen stark zu. Die starke Zunahme von *Poa pratensis* erklärt EGLOFF (1986: 133) mit der zweischürigen Mahdnutzung der Versuchsfläche FINCKHs. Auf sauren Pfeifengraswiesen erwies sich häufig *Holcus lanatus* als Hauptnutznießler bei Düngungsversuchen (vgl. EGLOFF 1986: 133).

Entscheidend für den Ablauf für die durch Düngung induzierte Sekundärsukzession auf Pfeifengras-Streuwiesen ist die floristische Zusammensetzung sowie das Samenpotential des Ausgangs-

bestandes. Bei PK-Düngung nehmen Leguminosen im Bestand nur dann stark zu, wenn sie im Ausgangsbestand bereits vorhanden sind. Trotz mehrjähriger PK-Düngung geht nach KLAPP (1965: 77) die Entwicklung einer Pfeifengraswiese zur Glatthawiese nur langsam vor sich, wenn im Ausgangsbestand keine Leguminosen angesiedelt sind, die zugleich die N-Mineralisation ankurbeln.

2.3.3 Entwässerung

In diesem Kapitel geht es nicht darum, die Wirkungen tiefgreifender Entwässerungen zu schildern, die zu einer Umwandlung von Streuwiesen-Lebensräumen führen und oft die Voraussetzung bilden, diese in produktives Acker- und Wirtschaftsgrünland umzuwandeln. Statt dessen wird auf Entwässerungen hingewiesen, die zwar erhebliche Veränderungen in der Vegetationsdecke verursachen, aber nicht den grundsätzlichen Charakter der Lebensgemeinschaft als Streuwiese in Frage stellen.

Derartige Entwässerungen treten häufig mit der Errichtung von Quellfassungen in Hangquellmooren auf. Entwässerungen finden zudem bei der Bewirtschaftung von Pfeifengraswiesen statt, die zu diesem Zweck mit einem Grabennetz durchzogen sind. Nicht selten wird bei Grabenräumungen "über das Ziel hinausgeschossen" und durch eine Vertiefung der Grabensohle und durch eine Verbreiterung des Grabenprofils übermäßige Entwässerungen verursacht.

2.3.3.1 Merkmale schwach entwässerter Hangquellmoore

In Kopfbinsen- und Davallseggen-Hangquellmooren stellen schwache Entwässerungen ein sehr verbreitetes Phänomen dar, das häufig durch Quellfassungen zur Trinkwassergewinnung verursacht ist. Gelegentlich stößt man (z.B. in einem Hangquellmoor südlich von Machtlfing/Lkr. STA im Jahr 1986; in einem Quellmoor bei Antdorf/Lkr. WRM im Jahr 1990) auch auf niedrige Gräben (ca. 20 cm tief), die angelegt wurden, um die Pflegemahd leichter durchführen zu können.

Die mittleren Grundwasserstände sind in erkennbar schwach gestörten Hangquellmooren offenbar nicht mehr als 2-3 dm abgesenkt, sie nähern sich denen der Pfeifengraswiesen an (vgl. Kap. 1.3.2.3, Grundwasserkennwerte zu "trockenes, vermutlich gestörtes Mehlsprimel-Kopfbinsenried"). Charakteristisch für durch schwache Entwässerung geschädigte Hangquellmoore ist das Fehlen von Quellkreischlenken in den Verebnungen und von Rieselbahnen in den hängigen Partien, da die Bodenwasserstände nur noch selten oder gar nicht mehr bis zur Bodenoberfläche reichen. Bezeichnend für Hangquellmoore mit Trockenschäden ist das verstärkte Auftreten des Pfeifengrases und auffälliger MOLINIEN-Arten wie *Succisa pratensis*, *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria*, *Stachys officinalis* und *Centaurea angustifolia*, die in nassen, unbeeinträchtigten Hangquellmoor-Teilen fehlen.

Stark an Deckung gewinnt häufig die Blaugrüne Segge (*Carex flacca*) hinzu, die sich insbesondere auf trockengefallenen Quellkalken stark ausbreiten kann. In niederschlagsreich-montanen Regionen profitiert häufig die Haarbinse (*Trichophorum cespitosum*) von schwachen Entwässerungen der Hang-Quellmoore.

Zu den Hangquellmoor-Arten, die bereits bei geringfügiger Entwässerung verschwinden, gehören insbesondere die beiden Orchideen-Arten *Spiranthes aestivalis* und *Liparis loeselii* (vgl. jeweils Kap. 1.4.2.1.5) sowie *Drosera anglica* und *Eleocharis quinqueflora*. Unter den Moosen sind *Scorpidium scorpioides* (vgl. Kap. 1.4.2.2.2) und *Calliargon trifarium* besonders empfindlich. Umgekehrt können diese Arten auch als ausgesprochene Qualitätszeiger für hydrologisch unbeeinträchtigte Quellmoore gelten.

2.3.3.2 Zu starke Grabenentwässerung in Pfeifengraswiesen

Die Pfeifengraswiesen verdanken nicht selten ihre Entstehung der Absenkung der Grundwasserstände auf das ihnen optimal zusagende Maß. Aufgrund der Grundwasserkennwerte (vgl. Kap. 1.3.2.3, "Pfeifengraswiesen") hält EGLOFF (1984: 14) in zu Kleinsiegenriedern überleitenden Pfeifengraswiesen ("SCHOENETO-MOLINIETUM") eine maximale Grabentiefe von 30 cm für vertretbar; zudem soll die Grabenbreite nicht über die Breite etwa eines Handspatens hinausreichen. Werden die Gräben tiefer gezogen und verbreitert, was im Zuge von Grabenräumungen häufig geschieht, so kann neben der Austrocknung offenbar auch eine Verringerung der $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ -Versorgung des Wurzelraumes zu erheblichen floristischen Veränderungen führen. Auf ehemals nassen Pfeifengraswiesen im Raum Peiting/Peissenberg (Lkr. WM), die reich mit calciphilen Arten wie *Gentiana clusii* und *Primula farinosa* ausgestattet waren, verursachte die Tieferlegung der Grabensysteme im Verlauf von 10 bis 15 Jahren einen drastischen Rückgang dieser Arten auf höchstens 5% des Ausgangsbestandes (KLONZ 1992, mdl.). Die durch die Entwässerung herbeigeführte größere Trockenheit erklärt zumindest nicht den Rückgang des Stengellosen Enzians, der in derselben Region Kalkmagerrasen besiedelt, die nicht grundwasserbeeinflusst sind (vgl. LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen", Kap. 1.12.3). Eine zwischenzeitliche Brachlegung der Streuwiesen, die man ebenfalls für den Rückgang dieser Rosettenpflanzen hätte verantwortlich machen können, war in diesem Zeitraum nicht erfolgt.

Auf Niedermoor-Pfeifengraswiesen, bei denen die Grundwasserstände zu stark abgesenkt werden, betrachtet man häufig die Ausbreitung trockenheitstragender Azidophyten wie *Festuca ovina* var. *turfosa* (= Moorform des Schaf-Schwingels, vgl. GÖRS 1968), *Nardus stricta*, *Potentilla erecta* und *Carex echinata* (nicht *Carex nigra*, die zu nässebedürftig ist!). Auf völlig entwässerten ehemaligen Pfeifengraswiesen im Donaumoos bei Leipheim (Grundwasserabsenkung mehrere Meter) ver-

schwanden schließlich auch die Arten der Pfeifengraswiesen vollständig und machten einem artenarmen Thymian-Torfschwingelrasen Platz. Entwässerungen von Streuwiesenstandorten sind nicht unbedingt mit wesentlichen Verbesserungen des Nährstoffhaushalts verknüpft, solange nicht zugegüht wird. Zwar erfolgt insbesondere auf Niedermoorböden eine verbesserte Mineralisation des im Torf gebundenen Stickstoffs, die aber wegen der niedrigen Bevorratung dieser Böden mit pflanzenverfügbarem K und P keineswegs zu Eutrophierungen führen muß (vgl. Kap. 1.3.3., PFADENHAUER 1989: 29).

2.3.4 Mehrschnittnutzung, intensive Beweidung

Eine zweite Mahd während der Vegetationsperiode benachteiligt Streuwiesenpflanzen mit ihrem langwierigen Entwicklungszyklus. Übt schon eine Sommermahd allein eine stark selektive Wirkung zugunsten frühblühender Arten bzw. relativ regenerationsfreudiger Futtergräser (vgl. Kap. 2.1.1.2, S. 184) aus, so werden durch eine Doppelmahd im Sommer und Herbst die Fruktifikation der meisten Hoch- und Spätsommerblüher unterbunden. Insbesondere für das Pfeifengras entfällt die Möglichkeit einer Nährstoff-Retranslokation, weshalb es rasch zurückgedrängt wird (KAPFER & PFADENHAUER 1986).

Wenn einer Mehrschnittnutzung einer (ehemaligen) Streuwiese eine Düngung vorausgegangen ist, nimmt die Deckung bereits vorhandener Futtergräser und Fettwiesenkräuter rasch zu. Besonders begünstigt werden sich vorwiegend vegetativ verbreitende Arten wie z.B. *Poa pratensis* oder *Ranunculus repens*.

Eine intensive Beweidung im Anschluß an eine Düngung bewirkt eine rasche Bestandsumschichtung zugunsten niedrigwüchsiger und kriechender Arten, es entsteht im Regelfall eine binsenreiche Fettweide des Verbands CYNOSURION (HACKER 1985).

2.3.5 Erholungsnutzung, Besucherverkehr

Die Inanspruchnahme von Streuwiesen durch Erholungssuchende geschieht besonders häufig, wenn sie in der unmittelbaren Umgebung von zum Baden geeigneter Seen und Weiher liegen. Erhebliche Schäden an aus Sicht des Artenschutzes besonders wertvollen Streuwiesenflächen kann der (wiederholte) Besuch von "Naturliebhabern" verursachen, die attraktiven und seltenen Arten nachspüren oder einfach in unregelmäßiger Form den Naturgenuß suchen.

Von allen Auswirkungen, die im Zusammenhang mit dem Erholungsverkehr auftreten, kommt dem Tritt die größte Bedeutung zu (Kap. 2.3.5.1, S. 231). In Streuwiesen-Lebensräumen, die von empfindlichen Vogelarten als Brutgebiet besiedelt werden, kann die Beunruhigung (Kap. 2.3.5.2, S. 232) einen ersten Störfaktor bilden.

2.3.5.1 Auswirkungen des Tritts auf die Vegetation von Streuwiesen

Von den durch Erholungssuchende verursachten Beeinträchtigungen führt mechanische Belastung des Bodens und der Pflanzendecke durch Begehen, Lagern, Spielen als Trittfaktor zu den deutlichsten und nachhaltigsten Schäden: Die Vegetation wird hierbei sowohl direkt, also durch mechanische Verletzung oberirdischer Pflanzenteile, als auch indirekt durch Veränderungen der Standorteigenschaften geschädigt. Organische Naßböden sind besonders trittempfindlich, insbesondere gilt dies für weiche und nasse Torfe. Stirbt das tragende Rhizom- und Wurzelsystem ab, so lösen sich zusammenhängende Partikel leicht voneinander und der Torf verliert seine Lagerstruktur. Es entsteht ein Torfbrei, in den man beim Betreten viel tiefer einsinkt als vorher. Hinsichtlich ihrer Belastbarkeit zeigen Torfböden dennoch gewisse Unterschiede: Faserreiche, relativ wenig zersetzte und durch Vorentwässerung zusammengesackte Torfböden sind gegen den Tritt etwas widerstandsfähiger und neigen zur Verdichtung.

Die Auswirkungen des Tritts auf Streuwiesen und streuwiesenartige Vegetationsbestände wurden von PFADENHAUER et al. (1985) in der Umgebung von Seen und Weihern im östlichen Lkr. Ravensburg untersucht, die stark durch den Erholungsbetrieb belastet waren. Dabei wurden folgende Beobachtungen gemacht (S. 59 ff.):

Von den bestandesbildenden Arten der streugenutzten Bestände scheint die Steif-Segge noch vergleichsweise wenig empfindlich gegen Tritt zu sein. Während sich Schilfbestände wegen der zum Absterben führenden Knick- und Bruchschäden rasch auflichten, hält sich *Carex elata*, allerdings mit verringerter Vitalität. Auf regelmäßig begangenen Pfaden aber stirbt auch sie ab, so daß der Torf freigelegt wird. Trittpflanzen fehlen häufig völlig, lediglich *Carex canescens* (= *C. curta*) vermag sich auf den aufgeweichten Torfen in nennenswerten Beständen zu halten. Bei Ausbleiben des Tritts regenerieren sich ehemals belastete Stellen über waagrecht aus den Rhizomen austreibende Ausläufer benachbarter Röhrichtpflanzen und Seggen. In fadenseggenreichen Steifseggenriedern waren ehemalige suhlgie Stellen von jungen Fadenseggen-Rasen überwachsen.

In Pfeifengraswiesen sind mit durch Vorentwässerung gesacktem oder auch natürlicherweise dichter gelagertem, zumindest während der Badesaison trockenerem Torf Pfade mit einem gleichmäßig kurzen Gradienten vom ungestörten Bestand zur Pfadmitte charakteristisch. Die Pfadmitte ist wegen der Trittbelastung häufig vegetationsfrei. In den Trittpflanzengemeinschaften an den Pfadrändern fehlt *Molinia caerulea* in der Regel, da sie offenbar besonders empfindlich auf Tritt reagiert; das Pfeifengras verliert schon in wenig betretenen Wegsäumen seine üblicherweise hohe Deckung und Wuchshöhe, wohingegen einige seiner Begleiter wie *Potentilla erecta* sich dort noch gut zu behaupten vermö-

gen. Ein Beispiel eines derartigen Gradienten repräsentiert das in Tab. 2/5, S. 233, wiedergegebene Transekt. Es stammt vom Übergang zwischen einer artenarmen sauren Pfeifengraswiese und einer Liegewiese mit durch Tritt erheblich verdichtetem Torf am Blauensee bei Wangen/Westallgäu (Lkr. Ravensburg). Als Trittpflanzengemeinschaft bildet sich ein Rasen aus *Carex echinata* aus, zu dem sich *Agrostis canina* und *Agrostis tenuis* gesellen. Auch *Carex panicea* ist im Vergleich zum Pfeifengras vergleichsweise trittunempfindlich, entfaltet sich jedoch hauptsächlich in einem Bereich mit deutlich geringerer Trittbelastung als die Igel-Segge und die Straußgräser. Starker Trittbelastung nicht gewachsen sind im allgemeinen die Moose.

Die Stern-Segge (*Carex echinata*) breitet sich vor allem auf vergleichsweise verdichtbaren, kalkarmen Torfböden bei kontinuierlicher Druckeinwirkung (z.B. auf Liegeplätzen und an Trampelpfaden) stark aus und entwickelt dort nicht selten Dominanzbestände. RINGLER (1975: 46) hält es für sinnvoll, alle Trittgesellschaften auf Torf unter dem Verband CARICION ECHINATAE zusammenzufassen. Neben *Carex echinata* zeigen auf kalkarmen Torfböden noch *C. nigra* und *C. canescens* eine vergleichsweise hohe Trittresistenz.

An Wegrändern in Kleinseggenriedern gedeiht als trittverträgliche Pflanze neben *Juncus articulatus* und *Carex lepidocarpa* gelegentlich auch *Triglochin palustre*. Im Übergang zu gedüngten Feuchtwiesen treten *Carex*- und *Agrostis*-Arten dagegen zurück und machen Binsen, ab und zu auch *Carex hirta* sowie dem Breitweigerich-Teppich mit *Plantago major* und *Poa annua*, auf beschatteten Pfaden dem Neophyt *Juncus tenuis* Platz.

Die trittempfindlichen Kalkflachmoorgesellschaften können sich bei Dauerbelastung zu lückenhaften, von *Carex lepidocarpa* oder *C. serotina* dominierte Gelbseggen-Rasen entwickeln. Als ziemlich regelmäßige Begleiter stellen sich auf dauerhaft nassen, verdichteten Standorten *Juncus articulatus* bzw. *J. alpino-articulatus* ein, bei zeitweiliger Oberbodenaustrocknung breitet sich häufig *Carex panicea* flächig aus (RINGLER 1975: 46ff.). Mit zunehmender Nährstoffmineralisation werden die Gelbseggen-Rasen von höherwüchsigen Binsenbeständen (*Juncus conglomeratus*, *J. effusus*) überwachsen. Einer starken Dauerbelastung durch Tritt halten Kalkflachmoore nicht stand, die Vegetationsdecke wird nachhaltig zerstört, da der breite Torfuntergrund Neukeimungen stark erschwert.

Eine schwache Trittbelastung, wie sie z.B. am Rand von Trampelpfaden oder auf nur wenige Male im Jahr in Anspruch genommenen Liege- oder Standplätzen (z.B. während Exkursionen) wirksam ist, kann einige naturschutzrelevante Pflanzenarten fördern. Bereits ein einmaliges Niederbetreten hochwüchsiger Bestände im Sommer kann ausreichen, um geeignete Keim- und Wuchsbedingungen (kleine offene Bodenstellen und verbesserte Belichtung) für kleine Rosetten-Hemikryptophyten wie z.B.

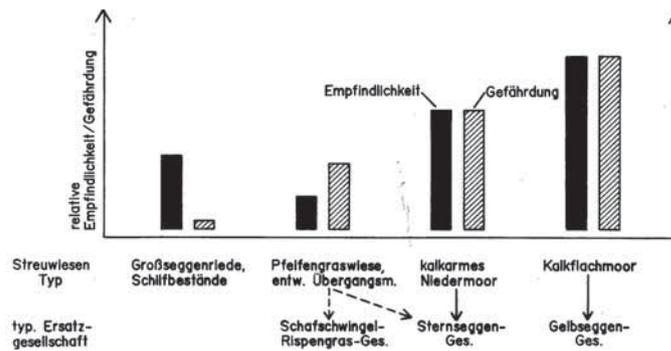


Abbildung 2/1

Gefährdungsgrad einiger Streuwiesengesellschaften durch Besucherverkehr, Empfindlichkeit gegenüber Druckeinwirkung und typische Ersatzgesellschaften (RINGLER 1975, verändert)

Pinguicula vulgaris bzw. *P. alpina*, *Primula farinosa* oder *Gentiana clusii* zu erzeugen. Verdichtete, nasse Störstellen begünstigen ferner die Entwicklung von *Blasmus compressus*, *Triglochin palustre* oder *Cyperus flavescens*. Eine wiederholte mechanische Beanspruchung von Wuchsorten der genannten Pflanzenarten wie z.B. eine regelmäßige Nutzung als Liegeplatz, insbesondere während der Blütezeit, schädigt allerdings auch deren Bestände erheblich.

Eine zutreffende Beurteilung der Belastung, die in Streuwiesen stattfindet, erfordert die Berücksichtigung der Empfindlichkeit gegenüber dem Tritt und der "Disposition" gegenüber dem Besucherbetrieb. Hartstoppelige und scharfkantige Bestände wie Großseggenrieder und fortgeschrittene Brachestadien schrecken den Erholungssuchenden von dem Betreten ab. Insbesondere breite Seggenrieder oder gar röhrichtartige Bestände werden wegen der optischen Barrierewirkung auf den Besucher kaum durchquert (vgl. PFADENHAUER et al. 1985: 55).

Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen, moosreiche Übergangsmoor- und Schwingdeckenkomplexe üben dagegen auf den Besucher einen gegenteiligen Effekt aus. Im allgemeinen lassen sich derartige Bestände ohne große Mühe durchqueren, sie üben keine Barrierewirkung aus. Die auch für den Laien eindrucksvolle Vegetation verleitet zudem einen Teil der Besucher dazu, diese Flächen zu betreten. Kleinseggenrieder und Schwingdeckenkomplexe wirken erst weniger einladend, nachdem ausgedehnte Torfsuhlen entstanden sind. In den trockeneren Pfeifengraswiesen stellt sich dieses Problem der "Versuhlung" nicht; der Besucherbetrieb dispergiert deshalb bei weitem nicht so sehr wie in den nassen Mooren und nimmt mit den einmal geschaffenen Trampelpfaden vorlieb.

In den nassen Kleinseggenriedern und vor allem in Schwingdeckenmooren veranlassen die entstandenen Suhlen den Besucher dagegen häufig dazu, auf die Wegränder auszuweichen, so daß allmählich mehrere Meter breite Störbänder entstehen. Gravierende, flächenhafte, durch den Tritt verursachte Schadbilder lassen sich deshalb in Streuwiesen-Lebensräumen vor allem im Bereich der Kleinseggenrieder und der Schwingdeckenkomplexe in Nähe von Seen und Weihern beobachten (vgl. PFADEN-

HAUER et al. 1985: 56). Eine Übersicht über die Gefährdung verschiedener Pflanzengemeinschaften in Streuwiesen-Lebensräumen durch den Tritt vermittelt Abb. 2/1, S. 232).

2.3.5.2 Beunruhigung

Die Beunruhigung als gravierender Störfaktor kann vor allem in Streuwiesengebieten wirksam werden, in denen noch der Große Brachvogel brütet oder das Birkwild vorkommt. Störanfällig sind aber auch die kleineren Singvogelarten, wie zum Beispiel das Braunkehlchen.

Brachvögel zeigen nach im NSG "Ammersee-Südufer" gewonnenen Beobachtungen gegenüber im Gelände laufenden Personen Fluchtdistanzen von etwa 200 bis 250 Meter (HOLSCHER 1989, mdl.). Störungen während der Brutzeit führen leicht zu Verlusten des Geleges, da die Eier häufig von Rabenkrähen geräubert werden, nachdem die Brachvögel auf der Flucht vor dem Eindringling das Nest verlassen haben (Beob. von HERZNER im NSG "Ammersee-Südufer"; mdl. Mitteilung, 1992). HÖLZINGER (1987: 1007) berichtet von Negativauswirkungen auf den Brachvogel durch die Asphaltierung von Feldwegen, die danach verstärkt vom Freizeitbetrieb genutzt werden sowie durch die Anlage von Radwanderwegen im Bereich von Brachvogel-Brutgebieten. Besonders verheerend können sich nach HÖLZINGER Modellflugzeugplätze in Brutgebieten des Großen Brachvogels für den Fortbestand dieser Vogelart auswirken (Bsp.: das südliche Ampermoos).

2.4 Pufferung und Erweiterung

(Bearbeitet von R. Strohwasser)

Unter "Pufferung" (vgl. Kap. 2.4.1, S. 233) ist die Fernhaltung von Einflüssen zu verstehen, die Streuwiesen-Lebensgemeinschaften schädigen oder ihnen sogar die Existenzgrundlage entziehen. Pufferungsbedarf bei Streuwiesen-Lebensräumen kann insbesondere gegenüber Nährstoffeinträgen und unerwünschten Wasserentzügen bestehen.

Die insbesondere für die Fauna wichtige Thematik "Erweiterung" wird in Kap. 2.4.2 (S. 240) behandelt.

Tabelle 2/5

Trittgradient in einer artenarmen, sauren Pfeifengraswiese. Transektlänge 2,40 m, die Vegetation wurde in jeweils 1 m langen und 20 cm breiten Streifen aufgenommen, die parallel zur Pfadmitte lagen. Der erste der zwölf Streifen liegt im vom Tritt nicht mehr erfaßten Bereich, der zwölfte Streifen in der Zone höchster Trittbelastung. Die Deckung der einzelnen Arten wurde in % geschätzt (Methode vgl. Kap. 5.3). Die starke Empfindlichkeit des Pfeifengrases gegen den Tritt findet seinen Ausdruck in der rapiden Abnahme und verringerten Wuchshöhe von *Molinia caerulea* gradienteneinwärts. In einer Zwischenzone mäßiger Trittbelastung entpuppt sich *Carex panicea* als Hauptnutznießler, in der Zone stärkster Trittbelastung übernimmt *Carex echinata* diese Rolle (PFADENHAUER et al. 1985: 62)

	nicht betreten						stark betreten					
<u>Deckungsgrad</u>	100	100	95	95	95	75	60	70	75	75	60	45
<u>Phanerogamen</u>												
<i>Frangula alnus</i>	1s	3s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Molinia caerulea</i>	90	80	60	30	3s	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex elata</i>	6	3	-	3	1s	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	3	8	20	35	10	8	6	3	6	3	3	3
<i>Carex panicea</i>	-	1	15	20	70	60	50	60	60	35	20	12
<i>Agrostis canina</i>	-	1s	5s	8s	3s	6s	3s	1s	3s	8s	6s	1s
<i>Juncus articulatus</i>	-	-	-	1	1	3	3	6	10	-	-	-
<i>Carex echinata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	25	20
<i>Plantago major</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1s
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	-	-	1s	-	-	-	-	-
<u>Deckungsgrad</u>	-	1	1	3	12	5	3	1	1	1	1	-
<u>Moose</u>												
<i>Rhytiadelphus squarrosus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x		x	
<i>Climacium dendroides</i>				x	x	x		x	x			
<i>Dicranum spec.</i>						x	x	x	x	x		
<u>Wuchshöhe in cm</u>												
<i>Molinia caerulea</i>	56	42	28	19	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex panicea</i>	-	-	-	16	12	9	7	6	7	6	5	4

2.4.1 Pufferung

Zunächst wird die Abpufferung von Nährstoffeinträgen in Streuwiesen-Lebensräume besprochen (vgl. Kap. 2.4.1.1, S. 233). Anschließend wird die Sicherung des Gebietswasserhaushaltes von Streuwiesen-Lebensräumen behandelt (Kap. 2.4.1.2, S. 237).

In diesem Kapitel wird die Thematik Abpufferung von Hoch- und Übergangsmooren mitbehandelt. Intakte Hoch- und Übergangsmoore sind zwar nicht pflegeabhängig, bedürfen aber effizienter Abpufferungen. Da die Hoch- und Übergangsmoore mit den

eigentlichen Streuwiesen oft räumlich eng verwoben sind, ist es sinnvoll, diese Thematik innerhalb des LPK im Streuwiesenband zu behandeln.

2.4.1.1 Trophische Pufferung

Um den Pufferungsbedarf vor Nährstoffeinträgen zutreffend bestimmen zu können, ist es notwendig,

- die Bedeutung einzelner Nährelemente bei Nährstoffeinträgen richtig einzuschätzen (Kap. 2.4.1.1.1, S. 234),
- die Wege des Nährstoffeintrages zu erkennen (Kap. 2.4.1.1.2, S. 235),

- die Empfindlichkeit einzelner Vegetations-Typen in Streuwiesen-Lebensräumen zu berücksichtigen (Kap. 2.4.1.1.3, S. 236).

In einem letzten Unterkapitel (Kap. 2.4.1.1.4, S. 236) erfolgen noch einige Anmerkungen zu Konstellationen, bei denen der Pufferungsbedarf in der Praxis bisher sehr häufig falsch eingeschätzt wird.

2.4.1.1.1 Die Bedeutung der Hauptnährelemente N, P und K bei Nährstoffeinträgen in Streuwiesen und Mooren für Eutrophierungserscheinungen

2.4.1.1.1.1 Die Bedeutung von N-Einträgen

Die Wirksamkeit von N-Einträgen in Streuwiesen-Lebensräume hängt stark davon ab, in welchem Maß Denitrifikationsvorgänge stattfinden.

Je nasser das Substrat, desto mehr geht sowohl eingetragenes als auch aus der Humusmineralisation freigewordenes Nitrat durch mikrobielle Veratmung des Nitrat-Sauerstoffs wieder gasförmig verloren. Besonders wirksam ist dieser Prozeß auf humusreichen Böden infolge des hohen Angebots an energieliefernden, leicht löslichen, niedermolekularen Kohlenstoffverbindungen.

Denitrifikationsverluste sind daher insbesondere für Niedermoore mit hohen mittleren Grundwasserständen gegeben. Für humusfreie bzw. -arme Naßböden sowie Hochmoore (vorherrschend hochmolekulare Kohlenstoffverbindungen) ist geringere Denitrifikation anzunehmen.

Für bewirtschaftetes Grünland auf Niedermoorböden wird beispielsweise eine jährliche Denitrifikationsrate von 65,6 kg N/ha/dm angegeben (KUNTZE 1988); für geflutete und noch mehr für trockene Niedermoorbrachen liegen die Werte niedriger (32,2 kg bzw. 16,2 kg; TERRY & TATE in KUNTZE 1988). Grundsätzlich gilt daher folgender Sachverhalt. Je stärker der Wurzelraum von Streuwiesenstandorten durchlüftet wird, um so mehr ist damit zu rechnen, daß N-Einträge nicht denitrifiziert und von der Vegetation aufgenommen werden. Zugleich finden auf durchwühlten organischen Böden N-Mineralisationsvorgänge statt. Da N kaum an Bodenaustauscher absorbiert wird, geht es vor allem außerhalb der Vegetationsperiode in großem Maße durch Auswaschung wieder verloren.

2.4.1.1.1.2 Die Bedeutung von P-Einträgen

Der Eintrag von in Wasser gelöstem P (Ortho-Phosphat) aus umgebenden Mineralböden kann mit Ausnahme flachgründiger und grobkörniger, extrem permeabler Böden nahezu ausgeschlossen werden: Nach BÄRMANN 1971 (in EGLOFF 1986: 145) ist die Bindung des Phosphats so stark, daß selbst auf 40-70% geneigten Braunerden keine Auswaschung nachgewiesen werden konnte (vgl. auch SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 270). Zu ähnlichen Ergebnissen kam die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur (DIETZ 1991, mdl.). Auch die stets konstanten P-Werte des Trinkwassers (AM-

BERGER 1992 mdl.) bestätigen die hohe Sorption des Phosphates.

Nach Untersuchungen SCHRÖPELS (1992 mdl.) ist P-Austrag v.a. in partikulärer Form, z.B. von stallmistgedüngtem Grünland und Äckern nach extremen Starkregen durch Oberflächenabfluß gegeben. Eine bedingte Mobilität besitzt in organischen Flüssigdüngern außerdem humatgebundenes Phosphat (EGLOFF 1986) bis zum Zeitpunkt des Abbaus (im Sommer schneller, im Winter langsamer Abbau).

In kalkreichen Niedermooren ist nach KUNTZE (1988: 68) und SCHEFFER (in EGLOFF 1986: 145) die Phosphordynamik ähnlich wie in Mineralböden: Phosphat liegt nur in sehr geringen Teilen in gelöster und damit pflanzenverfügbarer Form vor, dementsprechend sind die Auswaschungsraten sehr gering. Ursächlich hierfür ist die gehemmte Mineralisation des organisch gebundenen Phosphors und die Ausfällung schwerlöslicher Calcium- (und Eisen-)phosphate.

Eine hohe Mobilität zeigt mineralisierter Phosphor lediglich in sauren Sandböden (in Umgebung bayrischer Moore nicht gegeben) und sauren Torfböden. Die Ursachen liegen im Mangel an salzbildendem Calcium, Aluminium und Eisen sowie geringer spezifischer Fe- und Al-Anionensorption (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 98). Eingetragenes Phosphat wird aus sauren Niedermooren und Hochmooren demnach +/- rasch wieder ausgewaschen, soweit es nicht durch Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen wurde (vgl. SCHEFFER 1977: 203).

Ein bedeutsamer Phosphateintrag in Streuwiesen ist zu erwarten, wenn

- zwischen (P-limitiertem) Moor und einem P-belasteten Fließgewässer ein enger hydrologischer Kontakt vorliegt oder das Moor sogar überflutet wird;
- nach starkem Sturzregen flächiger partikulärer Abtrag aus hängigen verdichteten Ackerböden oder Grünland (besonders nach Stallmistdüngung, SCHROEPEL mdl. 1992) erfolgt;
- feinkörniger Mineraldünger bei der Düngung verweht wird (Thomasmehl, feinkörniges Hyperphosphat; s. EGLOFF 1983: 143).

Der atmosphärische Eintrag von P wird nach EGNER & RIEM mit 0,2 - 2 kg/ha'a, nach ZOBRIST mit 0,6 - 1,7 kg/ha'a angegeben (in EGLOFF 1986: 154). Ob diese Werte anthropogen erhöht oder als natürlich anzusehen sind, ist ungeklärt. Der P-Eintrag über Niederschläge kann durch Mähgutentzug kompensiert werden. In gemähten Pfeifengras-Streuwiesen wird nach KAPFER (1988: Abb. 32) bei Herbstmahd 1,4 - 3,5 kg, bei Sommermahd (geringere Nährstoffretranslokation) 4-5 kg P pro Hektar entzogen.

P-Einträge über Hochwasser können dagegen so hoch sein, daß selbst regelmäßiger Biomasseentzug durch Mahd den Eintrag nicht kompensieren kann.

2.4.1.1.1.3 Die Bedeutung von K-Einträgen

Kalium ist auf Moorböden neben dem Phosphor der wichtigste Mangel-Nährstoff (vgl. Kap. 1.3.3.3). Eine Ausnahme stellen die Moore der silikatischen Mittelgebirge dar, die aufgrund des Kaliumreichtums der vorherrschenden Granite gut mit Kalium versorgt sind (KÜSPERT 1992, mdl.).

Der Austrag von Kalium aus Mineralböden und der Eintrag in organische Böden ist wie beim Phosphor mit Ausnahme saurer Sandböden nicht in gelöster Form als K^+ , sondern nur in Form von Ton- und Feinschluffpartien bei Oberbodenabtrag oder Stallmistabschwemmung möglich. Die starke Fixierung des Kalium in den Zwischenschichten der Tonminerale, besonders in Illiten, läßt nur diese Form der Verlagerung zu.

In organischen Böden mit geringen K-fixierenden Ton- und Feinschluffanteilen zeigt Kalium dagegen eine hohe Mobilität und Auswaschungsneigung (FEIGE 1977 in EGLOFF 1986: 146), weswegen aus gedüngten hängigen Moorböden durch Hangwasserzug eine Kaliumverlagerung möglich ist. In organische Böden eingetragenes Kalium wird jedoch wegen geringer Sorption rasch wieder ausgewaschen (KUNTZE 1976).

Durch Biomasseentnahme kann nach KAPFER (1988: Abb. 32) auf einer herbstgemähten Pfeifengrasstreuwiese 3 kg, auf einer im Sommer gemähten Pfeifengraswiese 5-8 kg entzogen werden. Durch Mähgutentzug und Auswaschung ist mäßiger K-Eintrag i.d.R. kompensierbar.

2.4.1.1.2 Wege des Nährstoffeintrages

2.4.1.1.2.1 Oberflächenabfluß

Wenn (v.a. bei unterschiedlichen Besitzverhältnissen) die Grenzen beim Düngen eingehalten werden, sind im Grünland (das häufig die Umgebung von Streuwiesen bildet) in der Regel selbst in Hanglagen scharfe Vegetationsgrenzen zu beobachten. Umfang und Auswirkungen des Oberflächenabflusses aus Grünlandflächen werden allgemein überschätzt (vgl. Kap. 2.4.1.1.4, S. 236).

Flächenhafte Oberflächenabflüsse erfolgen auf lehm- und schluffreichen terrestrischen Böden mit luftgefüllten Porenvolumina von 30 bis 55 % (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 1982: 130) in der Regel nur nach extremen Starkregen. Nach derzeit laufenden Versuchen des Versuchsgutes "Spitalhof" bei Kempten auf Grünland-Böden waren 1991 und 1992 jährlich nur 3 - 4, im extrem starkregenreichen Jahr 1993 dagegen fast 10 (flächenhafte) Oberflächenabfluß-Ereignisse - alle außerhalb des Winters - zu beobachten (Spitalhof Kempten, SCHROEPEL 1993 mdl.). Die Wirkung des Oberflächenabflusses ist zudem vom Zeitpunkt der Düngung abhängig: je kürzer die Düngergabe zurückliegt, um so weniger Düngermenge ist bereits in den Boden eingedrungen. Das an der Bodenoberfläche noch vorhandene Düngermaterial kann bei Starkregen-Ereignissen leicht verschwemmt werden.

Eine weit in den Moorkörper hineinreichende Eutrophierung durch nährstoffbelastete Oberflächenabschwemmung ist wegen der Bremswirkung des wassersaugfähigen Torfes (Porenvolumen: 70 % in Anmoor, 90 % in Hochmoor, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982:132) nur sehr bedingt möglich. Sie findet vor allem entlang wasserzügiger Rinnenstrukturen innerhalb weiträumiger Hanglagen statt.

Düngerbelasteter Oberflächenabfluß kann im Winter bei gefrorenen Böden auftreten, wenn Niederschläge und Schneeschmelze nicht in den Boden infiltrieren können. Da im Winter entsorgte Gülle wegen der geringen biologischen Aktivität von Mikroben und Regenwürmern nur sehr langsam abgebaut wird, ist eine hohe Nährstoffbefruchtung des Oberflächenabflusses auch über längere Zeiträume nach der Düngerausbringung möglich. Nach SCHROEPEL (1993, mdl.; vgl. auch BRAUN 1990) sind Oberflächenabflüsse im Winter allerdings deutlich seltener als im starkregenreichen Sommer.

Oberflächenabflüsse sind auch in den Sommermonaten möglich, in denen die höchsten Niederschlagsspitzen des Jahres auftreten. Mit dem Auftreten düngerbelasteter Oberflächenabflüsse ist vor allem zu rechnen, wenn

- der Dünger auf nasse Böden aufgebracht wird, deren Porenvolumen nach längerer Niederschlagsperiode schon weitgehend wassergefüllt ist und anschließend erneut Starkregen niedergeht (in der Praxis wird jedoch auf stark vernässten Böden wegen Gefahr von Fahrschäden nur selten gedüngt);
- vegetationsfreie Ackerböden (Oberbodenabschwemmung), plattiges Bodenaggregat, flache Pflugsohlen oder gequollene tonreiche Böden mit wenig wasserleitenden Mittel- und Grobporen vorliegen (gestörte oder grobporenarme Porensysteme blockieren die Infiltration);
- der Oberboden z.B. durch Weidegang verdichtet ist (eigene Beobachtung auf tonreichen Flyschweiden).

2.4.1.1.2.2 Eutrophierung durch Grund- und Flußwasser

a) Grundwasser

Die Grundwasserwerte der in Mooren die Phyto-masse-Produktion limitierenden Nährelemente P und K sind im Allgäuer Grundmoränengebiet nach AMBERGER (1992 mdl.) stets konstant (im Arbeitsbereich des WWA Kempten mit 3-7 mg/l Kalium bzw. 0,1 mg/l Orthophosphat) und nur vom Gesteinschemismus des Grundwasserleiters abhängig. Die Nitratwerte halten sich selbst bei stark belastetem Grundwasser (EG-Trinkwassergrenzwert derzeit 50 mg/l) in für die Pflanzenernährung unbedeutenden Konzentrationen.

Aufgrund von Untersuchungen in einem niederländischen Niedermoor nehmen VERHOEVEN et al. (in EGLOFF 1986) an, daß eine N- und P-Zufuhr aus dem Grundwasser fehlt oder nur sehr gering ist. Nach KUNTZE (1992 mdl.) ist eine Belastung von Mooren durch das Grundwasser nicht möglich.

b) Flußwasser

Nährstoffeinträge in Auen- und Moorböden können erfolgen, wenn deren Poren wassergefüllt sind und diese in engem hydrologischen Kontakt zu Fließgewässern stehen. Moorbiotope können durch eutrophiertes (P-haltiges) Hochwasser wesentlich belastet werden (vgl. KLÖTZLI 1979: 453).

2.4.1.1.2.3 Einwehung von Dünger und Laub- und Samenmaterial

Düngerverfrachtung durch Einwehung ist v.a. bei Gülle, Jauche und feinkörnigem Mineraldünger (Thomasmehl) möglich. In zahlreichen brachgelegten Streuwiesen finden randliche Verbuschungen und Verwaldungen und damit nährstoffakkumulierende Laub- und Sameneinwehung statt (vgl. Kap. 2.2.1.2.1, S. 215, und 2.2.1.2.3, S. 220).

2.4.1.1.3 Zur Empfindlichkeit von Vegetationsbeständen der Streuwiesen und Moore gegenüber Nährstoffeinträgen

Die Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffeinträgen ist bei den einzelnen in Streuwiesen-Lebensräumen vorkommenden Vegetations- und Standort-Typen unterschiedlich.

Wechselfeuchte Anmoore (15-30 Gew.-% organische Substanz) mit hochstaudenreichen Pfeifengraswiesen (Trennarten der CALTHION - Naßwiesen) reagieren aufgrund ihrer

- zumeist hohen biologischen Aktivität (kurbelt den Nährstofffluß an),
- hohen Ionen-Sorptionskapazität (hat nur geringe Auswaschungsverluste zur Folge),

am deutlichsten auf Nährstoffeintrag.

In nassen Niedermoortorfen mit Klein- und Großseggenriedern entfaltet eingetragener Dünger im Vergleich zu den feuchten Anmoor-Standorten eine vergleichsweise geringe Wirkung. Hierfür sind folgende Ursachen verantwortlich:

- +/- hohe Denitrifikationsraten;
- +/- hohe Auswaschraten von NO_3^- , K^+ , auf kalkfreien Torfen auch PO_4^{3-} ;
- reduzierte Mineralisierung organischer Dünger sowie langsamer Nährstofffluß durch gehemmte biologische Aktivität;
- Überprägung des Nährstofffaktors durch (nur für angepaßte Arten tolerierbaren) Sauerstoffmangel.

Ebenso sind in quelligen Oxy- und Kalkgleyen mit Kopfried- und Davallseggenried-Beständen die

- partikuläre und ionare Ausspülung von eingetragener Dünger,
- Denitrifizierung,
- P - Ausfällung durch Calciumphosphate

vergleichsweise hoch und die Eutrophierbarkeit geringer als z.B. in wechselfeuchten Pfeifengraswiesen.

Stark verhochstaudete und verschilfte Brachen sowie eutraphente Großseggenrieder (*Carex acutifor-*

mis-, *Carex gracilis* - Gesellschaften) besitzen oftmals schon eine so hohe Trophie, daß zusätzlicher Nährstoffeintrag unter Umständen keine wesentliche Vegetationsveränderung bewirkt.

Hochmoore sind zwar durch einen extremen Mangel sämtlicher Nährelemente ausgezeichnet, doch zeigen Beispiele (STROHWASSER 1993), daß selbst Rinderkot in Weiden und Wildlosungen um Wildfütterungsstellen keine Eutrophierung bewirken müssen. Ebenso verlaufen die Grenzen zwischen Fettwiese und Hochmoor selbst bei randlichem Gülleintrag in der Regel sehr scharf.

Deutliche Eutrophierungszeichen sind jedoch bei P- und K-Düngung mit verbundener Aufkalkung zu finden. Wie in umgebrochenen Streuwiesen auf Hochmoortorf zu sehen ist, scheint die Wirkung einmaliger Meliorierungsbemühungen allerdings relativ gering.

Aufkalkung ohne Düngung, wie sie an Feldwegen zu beobachten ist, führt meist nur zur Ausbreitung basiphiler Moorvegetation, nicht jedoch zu Eutrophierung.

Ursachen für die überraschend geringe trophische Empfindlichkeit von Hochmooren sind zu suchen in

- der sehr hohen Sorptionsmöglichkeit für Nährionen und der damit verbundenen geringen Auswaschungsneigung;
- extremer Torfazidität und (in wachsenden Hochmooren) starker Nässe, welche die für den Nährstoffumsatz notwendige biologische Aktivität hemmen und zudem von vielen Pflanzenarten physiologisch nicht toleriert werden können.

Die bisher anscheinend ausbleibende negative Wirkung der permanenten N-Immissionen ist evtl. auch darauf zurückzuführen, daß eingetragenes Nitrat vom Torfmoostepich aufgefangen und denitrifiziert wird und somit nicht in die Rhizosphäre höherer Pflanzen gelangt.

2.4.1.1.4 Anmerkungen zu typischen Fehleinschätzungen des Pufferungsbedarfs bei Streuwiesen und Mooren

Nachfolgend wird auf einige in der Praxis häufig auftretende Fehlbeurteilungen zur Puffer-Problematik aufmerksam gemacht.

1) Sind Randeutrophierungen stets die Folge von Düngereinwaschung durch Oberflächenabfluß?

Trophische Übergänge zwischen ungedüngter Streuwiese und Wirtschaftsgrünland werden häufig generell als Düngereinwaschung gedeutet. Sehr oft lassen sich diese jedoch auch durch fließend abnehmenden Düngungsgrad sowie abnehmende Düngungseffizienz infolge zunehmender Nässe erklären. Nasse Moorränder können beispielsweise episodisch während besonders trockener Sommer oder im Winter bei gefrorenem Boden mit dem Güllefaß leicht befahren werden (vgl. EGLOFF 1986: 143). Berücksichtigt werden muß auch, daß

bei Gülleüberschuß mit der Gülleentsorgung gelegentlich an Biotoprändern nicht halt gemacht wird.

2) Fehlende Unterscheidung von Düngereinwaschung und direktem Düngereintrag

Im Düngungsgrenzbereich entfaltet sich der Dünger bei wechselnder Bodennässe unterschiedlich: in nassen Mulden ergibt sich (u.a. wegen Denitrifikation) eine geringere Düngewirkung, während auf trockeneren Rippen der Dünger stärker umgesetzt wird. Die Gefahr von Nährstoffeinwaschungen ist v.a. entlang wasserzügiger Rinnen gegeben, während bei ansteigendem Relief die trophische Beeinträchtigungs-Zone nur eine im Vergleich dazu geringe Tiefenwirkung erzielt.

Bei sorgfältiger Recherche stößt man nicht selten auf unsichtbare Dränrohre, die ins Moor geleitet werden und dort Nährstoffe deponieren (Bsp. Hundsmoor/UAL). Bei Streuwiesen, die zwischen einem Oberflächen-Gewässer und einem Hang liegen, sind Nährstoffeinträge oft weniger auf Hangabschwemmung als auf episodische Hochwasser bzw. rückgestautes eutrophes Teichwasser zurückzuführen.

3) Eutrophierung von Streuwiesenbrachen

Häufig werden auch Eutrophierungserscheinungen in Brachen fehlinterpretiert. Wichtige Ursachen für deren hohe Trophie sind häufig die Auteutrophierung durch ausbleibenden Biomasseentzug, die insbesondere nährstoffliebende Hochstauden und Hochgräser gegenüber kleinwüchsigen Magerkeitszeigern bevorteilt (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220).

Selbst das Auftreten von ausgesprochenen Nitrophyten darf - v.a. in Brachen auf Anmoor - nicht generell durch externe Einflüsse erklärt werden: Fehlender Biomasseentzug, N₂-Fixierung durch Erlenanflug oder -aufforstung und unter Umständen auch verstärkte Mineralisation in entwässerten Moorböden setzen erhebliche N-Mengen frei und können besonders auf P- und K-reichen Anmooren (s. 2.4.1.2.3) sogar zur Ausbreitung von Brennesselfluren führen (vgl. GIGON & BOCHERENS 1985: 59).

4) Eutrophierung von Moorrandbereichen

Besonders starke Eutrophierung kann zuweilen an Randzonen von Brachen beobachtet werden, die besonders bei wechselfeuchten Bedingungen erheblich selbsteutrophieren. Der hohe Eutrophierungsgrad kann hier - neben tatsächlichem Düngereintrag - auch durch die relativ mineralreiche (P, K) sowie trockene (hohe biologische Aktivität) Bodensituation erklärt werden, die im Unterschied zum torfigen (K- und P-Mangel) und nassen (geringe biologische Aktivität) Moorkern eine vergleichsweise üppige, hochstaudenreiche Brachevegetation hervorruft. Ein deutlicher Trophiekontrast zwischen Moorrand und Moorkern ist oft selbst bei regelmäßiger Streuwiesenpflege zu finden.

5) Veralgung von Schlenken

Algen in Schlenken sind kein generelles Eutrophierungsindiz. Wattige Algenbildungen sind zuweilen

selbst in intakten Zwischenmooren anzutreffen (STROHWASSER 1993), die (nicht watteartig wachsende) Algenart *Nostoc commune* ist sogar als Kennart für Kalkflachmoore bekannt.

2.4.1.2 Hydrologische Pufferung

Unter hydrologischer Pufferung ist nach EGGELSMANN (1990) die Vermeidung "unerwünschten Grundwasserentzugs durch vorhandene oder geplante Bäche, Vorfluter und Gräben im Umland" zu verstehen. Gegenüber den Auswirkungen von Gräben können relativ kleinräumig bemessene Abpufferungen ausreichen. Gegenüber Maßnahmen, die zu einem starken Absinken des Grundwassers führen (z.B. Kiesgrubenbau), können sehr weitreichende Sicherungsmaßnahmen notwendig werden, um negative Veränderungen des Grundwasserhaushaltes eines Streuwiesen-Lebensraumes oder Moores auszuschließen.

2.4.1.2.1 Hochmoore

Der Pufferungsbedarf aus hydrologischen Gründen hängt von folgenden Faktoren ab:

- **Humidität:**
Je humider eine Region, desto stabiler ist der Wasserhaushalt des Moores.
- **Untergrund:**
Je tonreicher und damit wasserundurchlässiger der Untergrund, desto geringer der vertikale Wasserverlust und desto stabiler der Moorwasserhaushalt.
- **Differenzierung nach Stillstands- und Wachstumstadium bzw. nach Haftwasser und Überschußwasser:**
Wachsende Hochmoore sind im Gegensatz zu Stillstandsstadien durch Überschußwasser geprägt, das nach weitgehender Wasserauffüllung des Torfporenvolumens entsteht und leicht entwässert werden kann. Aufgrund des extrem hohen Porenvolumens (90%; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 132) des Hochmoortorfes ist hingegen das in den Poren befindliche Haftwasser nur schwer zu entwässern. Stillstandskomplexe reagieren daher auf Entwässerung deutlich geringer als wachsende Hochmoore (Abb. 2/2, S. 238).
- **Lage der Entwässerungsgräben:**
Randliche Gräben oder Torfstiche entwässern insbesondere in aufgewölbten Hochmooren geringer als zentral verlaufende Gräben. *Zentrale* Gräben entwässern nicht nur das Haftwasser der unmittelbaren Umgebung, sondern führen auch *großräumig* das nach Niederschlagspitzen entstandene, für das Hochmoorwachstum bedeutsame Überschußwasser ab. Die entwässernde Wirkung zentraler, zuweilen bis 2 m tiefer, aber nur 40 cm breiter (Torfspatenbreite) Stichgräben ist oftmals durch die randlich infolge Wasserverlustes entstandenen Sackungstrichter erhöht und wird leicht unterschätzt, wenn diese oberflächlich zugewachsen sind. Erst nach Niederschlagsspitzen ist der Abfluß von (Überschuß-) Wasser nachweisbar, was u.U. zum Ende

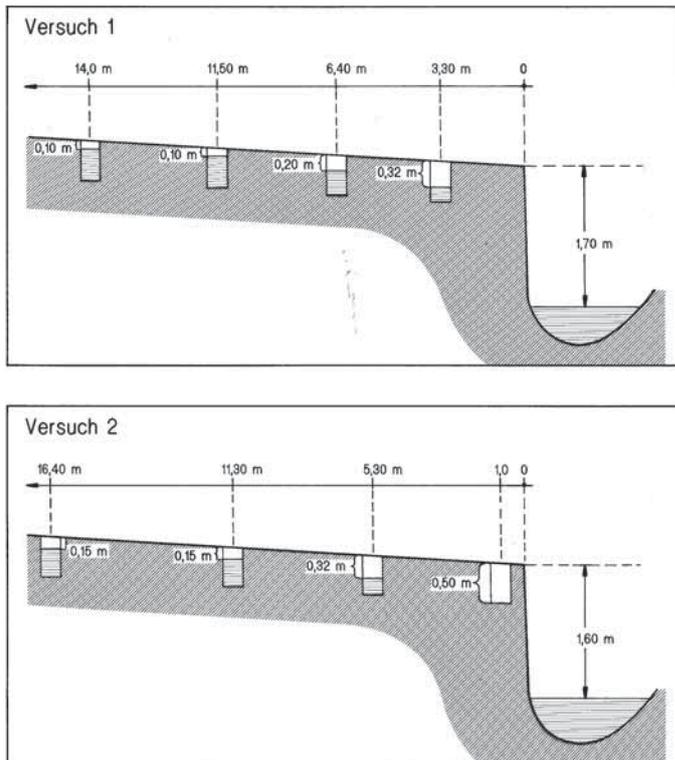


Abbildung 2/2

Die Pegelmeßreihen auf einem Hochmoor-Stillstandskomplex bei Bidingen/OAL während einer relativ niederschlagsreichen Periode im April 1993 verdeutlichen die schwere laterale Entwässerbarkeit von Haftwasser. Während der vorhergegangenen trockenen Periode lag in keiner Meßstelle freies Wasser vor. Zum Torfstichrand ist eine Sackung von maximal 0,5 m festzustellen, welche nach ca. 15 m Entfernung vom Torfstich ausklingt (STROHWASSER 1993)

des Hochmoorwachstums führen kann. *Randliche* Gräben bzw. Torfstiche entwässern hingegen in Stillstandskomplexen auf einer Breite von ca. 6 m das Haftwasser der direkten Umgebung (s. Abb. 2/2, S. 238). So können in ca. 10 m Entfernung zum Torfstich unter Umständen Schlenken mit weitgehend intaktem Wasserhaushalt gefunden werden.

2.4.1.2.2 Niedermoore

In den vom Grundwasser abhängigen Niedermooren ist die Differenzierung von lateraler (Graben-, Dränrohrentwässerung) und vertikaler (Grundwasserabsenkung) Entwässerung von entscheidender Bedeutung.

Grundwasserabsenkung durch

- Kiesabbau und hohe Trinkwasserentnahme,
- Flußbegradigung und dadurch resultierende Absenkung des Flußwasserspiegels, der in hydrologischem Kontakt zum Moorwasserspiegel steht,

sind deutlich problematischer als laterale Entwässerung einzuschätzen.

Kiesabbau senkt v.a. dann den Grundwasserspiegel ab, wenn er bei (auch nur schwach) geneigter Landschaftsoberfläche zwischen höher gelegenem Moor und tiefer gelegenem Flußtal erfolgt (Bsp. Gundelfinger Moos/DIL) oder wenn durch Abpumpen des Grundwassers trocken gebaggert wird (Abb. 2/3, S. 239). Zusätzlich erfolgen während des Sommers erhebliche Verdunstungsverluste durch die Baggerseen.

Der hydrologische Pufferungsbedarf hängt im wesentlichen von folgenden Faktoren ab:

- Richtung des Grund- bzw. Hangwasserstromes sowie Lage des Grundwassereinzugsgebietes: Die entwässernde Wirkung eines Grabens hängt stark von der Richtung des Grund- bzw. des Hangwasserstromes ab (Abb. 2/4, S. 239). Die hydrologische Pufferung von Mooren setzt immer die Ermittlung des Grundwassereinzugsgebietes voraus, um sicherzustellen, daß Maßnahmen, die zur Absenkung der Grundwasserstände führen, nicht das zu schützende Moor- und Streuwiesengebiet tangieren.
- Humidität: In relativ trocken - warmen Gebieten wirkt Entwässerung vergleichsweise stärker als in kühl - feuchten Gebieten.
- Reliefsituation: Hangmoore benötigen eine stärkere Pufferung als schlecht zu entwässernde Muldenmoore über tonreichem Untergrund.

2.4.1.2.3 Trophische und bodenphysikalische Konsequenzen der Entwässerung

Niedermoore

Nach Entwässerung fällt der Moorboden +/- trocken, was zu erhöhter Mineralisierung der organischen Substanz führt. Es erfolgt eine verstärkte Freisetzung von N, kaum jedoch von den in Mooren limitierenden Nährstoffen P und K. Da N ausschließlich als Nitrat freigesetzt wird (BRIEMLE 1985) und daher hohe Denitrifikations- und Auswa-

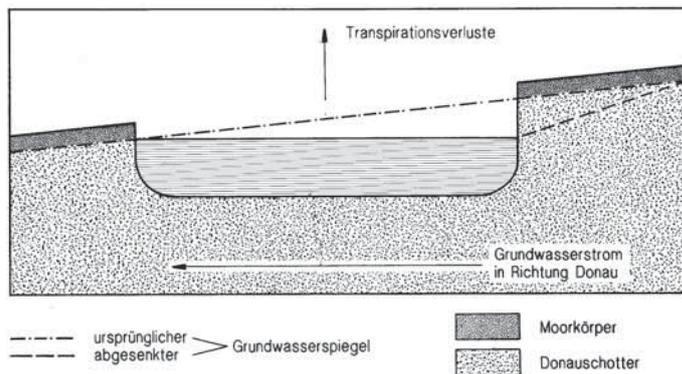


Abbildung 2/3

Absenkung des Moorwasserspiegels durch Kiesabbau in leicht geneigtem Gelände am Beispiel Gundelfinger Moos/Lkrs. DIL (STROHWASSER 1993)

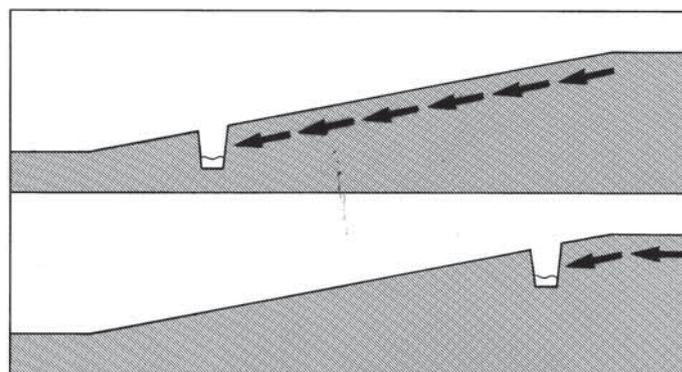


Abbildung 2/4

Oben: Ein Graben am Unterhang bzw. in Richtung des Grund- und Hangwasserstromes hat geringere Entwässerungswirkung als ein Graben am Oberhang, der senkrecht zum Grundwasserstrom verläuft. Der Grund- bzw. Hangwasserstrom ist durch Pfeile dargestellt (STROHWASSER 1993)

schungsverluste entstehen, ist das freigesetzte N zudem nicht voll pflanzenverfügbar.

Eine vergleichsweise hohe eutrophierende Wirkung nach Entwässerung ist - im Gegensatz zu mineralfreien und nassen Torfen - auf wechselfeuchtem Anmoor zu erwarten: hier herrscht geringere Denitrifikation und Auswaschung, zudem ist durch das höhere autochthone Angebot an P und K eine erhöhte Wirksamkeit vermehrt auftretenden N gegeben.

Das Ausmaß der Eutrophierung durch Torfmineralisation nach Entwässerung wird in der Naturschutzpraxis häufig überschätzt. Wird einer entwässerten Streuwiese regelmäßig Mähgut und damit limitierendes P und K entzogen (vgl. Kap. 1.3.3 und 2.5.1.1.2, S. 243), so ist selbst auf Anmoor (s.o.) v.a. die Zunahme von Wechsellösungsindizes der Halbtrockenrasen (bzw. eine Abnahme an Nässezeigern), jedoch kaum eine Zunahme von Nährstoffzeigern zu beobachten.

Mittel- bis langfristig führt starke Entwässerung zu Moorsackung und zu +/- irreversiblen Strukturveränderungen des Torfbodens (Vermüllungs-, Aggregierungs- und Schrumpfungshorizonte), welche die Retention der Niederschläge reduziert und eventuelle Wiedervernässungen erschwert (SUCCOW 1986 und KUNTZE 1988).

Hochmoore

Sackungen in der Nähe von Gräben und Torfstichen sind i.d.R. die Folge von Volumenschwund infolge Wasserverlust.

Wie sich aus alten scharfen Torfstichrändern und der Oberflächenform teilweise erhaltener "Uhrglaskörper" ableiten läßt, führt Entwässerung wegen der mineralisationshemmenden, extremen Azidität und Nährstoffarmut dagegen nicht zu Torfmineralisation. Die Torfstruktur bleibt im Gegensatz zu Niedermooren deswegen +/- erhalten. Die floristische Konsequenz ist die Ausbreitung nässemeidender azidophiler Arten wie Rausch- und Heidelbeere, Heidekraut und Cladonien (Verheidung) sowie z.B. Torfswingel (*Festuca ovina* var. *turfosa*) und Fichte. Hingegen gehen nässebedürftige Hochmoorwachstumszeiger wie *Sphagnum magellanicum* zurück. Eutrophierungszeiger sind generell nicht zu beobachten.

Zu "Vererdung" führende Mineralisierung ist in Hochmoortorfen nur bei gezielter Meliorierung durch häufige Zugabe von Kalk (pH-Anhebung) und Nährelementen möglich, welche die mikrobielle Aktivität anregen.

Insbesondere baumlose torfstichnahe Hochmoorbereiche werden durch Austrocknung zuweilen "puffig": Regenwasser wird durch Luftabschluß in der Torfmatrix schlecht aufgenommen und geht als Oberflächenabfluß dem Moorwasserhaushalt verloren. Bei starker Sonneneinstrahlung kommt es in puffigen Hochmooren wegen der geringen Wärmeleitfähigkeit infolge Wassermangels zu hohen Temperaturwerten an der Mooroberfläche, die Hitzeschäden der Vegetation verursachen können.

2.4.1.2.4 Mögliche Fehleinschätzungen bei der Einschätzung des hydrologischen Pufferungsbedarfs

Eutrophierungszeiger an Gräben

Eutrophierungszeiger entlang von Grabenrändern sind weniger auf verstärkte Torfmineralisation infolge Abtrocknung des Torfes (2.4.1.2.3), als vielmehr auf

- die Mineralisation des gefrästen oder gebaggerten Torfes,
- Bodenwühler, die unter einer nur selten gemähten Vegetationsdecke gute Lebensbedingungen finden,
- Brachliegen der schwer mähbaren Grabenvegetation (Selbsteutrophierung),
- eutrophiertes Bach- und Grabenwasser

zurückzuführen.

Ursachen für den Wachstumsstillstand in Hochmooren

Relativ trockene Hochmoore mit hohen Anteilen an Fichte und reicher Zwergstrauchentwicklung (z.B. Rauschbeere) sind nicht zwingend auf Entwässerung zurückzuführen. Besonders am klimatisch ungünstigen Hochmoor-Arealrand und in besonders stark aufgewölbten Hochmooren ist es auch möglich, daß es auf natürliche Weise zum Wachstumsstillstand eines Hochmoores gekommen ist. Die zunehmende Verwaldung der Hochmoore stellt zudem häufig eine Folge der nicht mehr stattfindenden Holznutzung auf den Hochmoorstandorten dar.

2.4.2 Erweiterung

Bereits in Kap. 1.11.3.7 wurde darauf hingewiesen, daß eine starke Zersplitterung von Streuwiesen-Lebensräumen in kleine Einzelflächen eine Gefährdung für zahlreiche Arten und damit auch für den Erhalt der vollständigen Lebensgemeinschaft bedeutet. Die Populationen aller Einzelarten benötigen eine (oft nur grob ermittelbare) Mindestflächengröße ihnen zusagender Standortbedingungen für ihren dauerhaften Fortbestand (vgl. MADER 1980). Die meisten lebensraumtypischen Tierarten beanspruchen neben den eigentlichen Kernflächen weitere Flächen mit geringer Nutzungsintensität oder Brachen als Nahrungs- oder Bruthabitat (vgl. Kap. 1.5.1).

Sehr kleine Streuwiesen können diese Voraussetzungen nicht mehr erfüllen, zumal die im Verhältnis zur Gesamtfläche einen großen Anteil einnehmende, durch externe Störeinflüsse +/-beeinträchtigte Randzone strukturell oft kaum mehr einer Streuwiese entspricht (vgl. Abb. 2/11, S. 258; HÖLZINGER 1987 : 449). Mit einer "Erweiterung" sollen benachbarte, vor allem grundwasserbeeinflusste Flächen, die derzeit entweder mangelhaft gepflegt werden, intensiv genutzt werden oder anderweitig gestört bzw. eutrophiert sind, dem Streuwiesenlebensraum funktionell angegliedert werden bzw. in einen möglichst streuwiesenähnlichen Zustand gebracht werden. Inwieweit dies durch Regenerationsmaßnah-

men möglich ist, wird in Kap. 2.5, S. 240, dargestellt.

Ein wesentlicher Zweck einer Erweiterungsfläche um sehr kleine Streuwiesen-Reliktflächen kann auch darin bestehen, den Einwanderungsdruck lebensraumfremder "Allerwelts- Arten" aus dem Umland auf die wegen ihres geringen Umfangs labilen Populationen in der Kernzone zu vermindern. Einer (weiteren) Degradation kleiner Restflächen kann auf diese Weise vorgebeugt werden.

Eine minimale Flächengröße, ab welcher ein Erweiterungsbedarf besteht, läßt sich in allgemeiner Form nicht angeben (vgl. Kap. 2.6.1, S. 258). Ein (gepflegter) streuwiesenartiger Bestand unter 500 m², weiträumig umgeben von intensiv genutzten Flächen, Gebüsch oder Wald, muß mit Sicherheit als zu klein eingestuft werden, um sein Artenpotential dauerhaft zu erhalten. PFADENHAUER (1989) gibt als Mindestgröße eines Streuwiesen-Lebensraums (in Beckenlagen) 0,5 ha an, wenn sich sein floristischer Artenbestand positiv entwickeln soll.

Unter Berücksichtigung faunistischer Aspekte ist der Minimalflächenbedarf sicherlich bei mehreren ha anzusetzen, um wenigstens einer Grundartengarnitur von Kleintierarten eine mittelfristige Existenz zu sichern (vgl. hierzu auch Kap. 2.6.1, S. 258). Teilbereiche eines solchen faunistischen Streuwiesen-Lebensraumkomplexes brauchen keine Streuwiesen i.e.S., sondern "nur" sporadisch gepflegte, nicht allzu hochwüchsige und strukturarme Feuchtrachen zu sein.

Flächenerweiterungen sind schließlich auch Voraussetzung für umfassendere Renaturierungsbemühungen in großräumig kultivierten Moorlandschaften und für den Verbund isolierter bzw. zersplitterter Bestände. Siehe dazu die folgenden Kapitel 2.5, S. 240, und 2.6, S. 257.

2.5 Wiederherstellung und Neuanlage

(Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

Gepflegt werden Flächen, die noch eindeutig als Streuwiesen bzw. als deren Kontaktgemeinschaften (z.B. thermophile Säume, Felsrasen u. dgl.) gelten können. Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage erfolgen dagegen auf Flächen, die zumindest zu Beginn der naturschutzbezogenen Maßnahmen nicht mehr den Streuwiesen und deren Kontaktgemeinschaften zugerechnet werden können.

In der Pflege- und Entwicklungsplanung spielt die Renaturierung von Streuwiesen eine zunehmend wichtige Rolle. Die stark geschrumpften und vielfach bedrohten Streuwiesen-Bestände genügen vielfach nicht mehr den Mindestanforderungen für eine dauerhafte Sicherung der charakteristischen Arten- und Populationsstrukturen der Lebensgemeinschaften der Streuwiesen (vgl. Kap. 1.11.2.1, und 1.11.3.4). Die sorgfältige Erhaltung und Pflege einigermaßen intakter Reste bedarf somit der Ergänzung

durch Renaturierungsmaßnahmen auf Erweiterungs- und Verbundflächen (vgl. Kap. 2.6, S. 257).

Unter **Neuanlage** von Streuwiesen werden in diesem Band Maßnahmen zur Anlage von Streuwiesen auf eigens dafür eingerichteten Standorten verstanden. Das **Wiederherstellungs-Management** erfolgt im Gegensatz dazu ohne grobe standörtliche Eingriffe; der Standort wird dabei höchstens insofern verändert, als durch den Menschen eingebrachte Nährstoffe wieder entzogen, Streufilz- und Nadelstreudecken abgeräumt oder Wiedervernässungen vorgenommen werden. Der "Neuanlage" von Streuwiesen werden recht unterschiedliche Vorgehensweisen zugerechnet. Als Neuanlage gilt, wenn zu diesem Zweck beispielsweise der (stark aufgedüngte) Oberboden abgeschoben wird.

Im **Unterkapitel 2.5.1** (S. 241) werden Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage und ihre Auswirkungen beschrieben. Das **Unterkapitel 2.5.2** (S. 253) faßt die im **Kapitel 2.5.1** vorgestellten Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage im Hinblick auf ihre Chancen zusammen, zur Renaturierung und Neuschaffung von Streuwiesen einen Beitrag leisten zu können. Die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen des Instruments "Wiederherstellung und Neuanlage" zur Entwicklung von Streuwiesen werden in diesem Kapitel aufgezeigt.

2.5.1 Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage

Die Wiederherstellung von Streuwiesen kann grundsätzlich von höchst unterschiedlichen Ausgangssituationen aus auf sehr verschiedenartigen Wegen beschritten werden. Voraussetzung für eine Streuwiesen-Renaturierung ist, daß die ausgewählte Fläche zu den **potentiellen Standorten** von Streuwiesen-Lebensgemeinschaften gehört.

Quantitativ die mit Abstand wichtigste Ausgangssituation für Renaturierungsbestrebungen stellen heute Wirtschaftsgrünlandbestände dar. Die Möglichkeiten der **Rückführung des Wirtschaftsgrünlandes in Streuwiesen oder streuwiesenartige Bestände** sind Gegenstand des **Kap. 2.5.1.1** (S. 241).

Brachgefallene Streuwiesen sind heute auch in ihren Offenbereichen durch die Verfilzung (vgl. **Kap. 2.2.1.2.2**, S. 218) oder Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten (vgl. **Kap. 2.2.1.2.3**, S. 220) so stark verändert (vgl. Kap. 1.11.2), daß bei Wiederaufnahme der Mahd zunächst von einem "**Wiederherstellungs-Management**" gesprochen werden muß und nicht mehr von einer "**Pflege**" die Rede sein kann. Die Regeneration von **Streuwiesen aus langjährigen Brache-Beständen** wird in **Kap. 2.5.1.2** (S. 247) behandelt.

Eine weitere Ausgangssituation auf jahrzehntealten Brachen stellen bereits geschlossene **Verbuschungen und Verwaldungen** dar. Die Wiederherstellung von Streuwiesen, ausgehend von bereits stark verbuchten und verwaldeten Brachestadien **sowie von bereits geschlossenen Aufforstungen** sind Thema des **Kap. 2.5.1.3** (S. 249). Die **Neuanlage** von Streuwiesen wird in **Kapitel 2.5.1.4** (S. 249) erörtert. Es

wird auf die Neuschaffung von Streuwiesen auf **neugeschaffenen Rohboden-Standorten** sowie auf die **Transplantation** eingegangen.

Untersuchungen zur Wiederherstellung von Streuwiesen bzw. streuwiesenartigen Pflanzenbeständen laufen derzeit z.B. an den Universitäten München, Weihenstephan, Berlin und Hohenheim.

2.5.1.1 Wiederherstellung von Streuwiesen aus Wirtschaftsgrünland (Bearbeitet von B. Quinger)

Eine erfolgreiche Rückführung von Magerrasen aus Wirtschaftsgrünland setzt die Beseitigung der Ursachen voraus, die zur Umwandlung der vormaligen Magerrasen in artenarmes, produktives Grünland geführt haben :

Die Verdrängung der anspruchslosen, jedoch nur auf oligotrophen Standorten konkurrenzkräftigen Streuwiesenarten durch die anspruchsvolleren Arten des Wirtschaftsgrünlandes beruht in erster Linie auf der Zugabe von Dünger jedweder Form. Eine Regeneration der Streuwiesen-Vegetation ist daher nur möglich, wenn die dafür ausersehenen Standorte so stark ausgehagert werden können, daß der Nährstoffbedarf der Arten des Wirtschaftsgrünlandes nicht mehr gedeckt werden kann und diese daher ihren Platz den Magerzeigern und schließlich den Streuwiesenarten räumen müssen. Die pflanzenverfügbaren Stickstoff- (N), Phosphor- (P) und Kaliumgehalte (K) müssen deshalb auf das Niveau gesenkt werden, das für die anvisierten Streuwiesenbestände charakteristisch ist.

Nicht übersehen werden darf zudem, daß die Streuwiesenarten aufgrund eines im Vergleich zu den Arten des Wirtschaftsgrünlandes meist längeren Entwicklungszyklusses an andere Bewirtschaftungsformen optimal angepaßt sind. Die Arten intensiv genutzter Wiesen kommen mit einem Vielschnittregime zurecht; Streuwiesenarten dagegen vertragen oft nur einen, zudem möglichst spät im Jahr stattfindenden Schnitt (vgl. **Kap. 2.1.2**, S. 210).

Erfolgt die Regeneration durch Mahd, so muß ein Mahdregime festgelegt werden, das die gewünschte Aushagerung ermöglicht und zugleich durch die Wahl günstiger Mahdzeitpunkte und einer bestimmten Mahdhäufigkeit die allmähliche Sukzession zu einer magerrasenartigen Vegetation hin begünstigt oder wenigstens nicht behindert.

Da die Mahd von allen in der Praxis anwendbaren Bewirtschaftungsformen am wirksamsten eine Aushagerung durch Abschöpfung von Nährstoffen über das Mahdgut verspricht, erfolgte die Mehrzahl der Versuche zur Regeneration eines nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen, artenreichen Grünlandes aus nährstoffreichem, artenarmem Wirtschaftsgrünland durch diese Bewirtschaftungsform, z.B. bei SCHIEFER (1984), OOMES & MOOI (1985), BAKKER & DE VRIES (1985), SCHMIDT (1985), EGLOFF (1983/1986) und KAPFER (1988). Insbesondere die Arbeiten der beiden zuletzt genannten Autoren beschäftigten sich eingehend mit der Renaturierung von Streuwiesen- und streuwiesenartigen

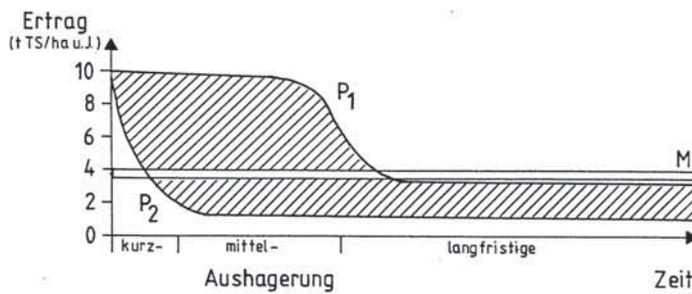


Abbildung 2/5

Ertragsverlauf von Grünland bei der Aushagerung von zwei extremen Böden in Abhängigkeit von deren Nachlieferungsvermögen und Pufferkapazität für (limitierende) Nährstoffe (KAPFER 1988: 106)

P1 = Boden mit hohem Nachlieferungsvermögen und hoher Pufferkapazität

P2 = Boden mit geringem Nachlieferungsvermögen und geringer Pufferkapazität

M = Ertragsschwelle zu mesotrophen Streuwiesen (3,5 bis 4,0 t TS/ha)

Vegetationsbeständen, so daß die wesentlichen Ergebnisse dieser Arbeiten im vorliegenden LPK-Band wiedergegeben werden müssen.

Zur Rückführung streuwiesenartiger Vegetationsbestände aus Grünland durch Beweidung gibt es bisher keine verwertbaren Untersuchungen, so daß dieser Fragestellung in diesem Band nicht weiter nachgegangen wird.

Abgesehen von SCHIEFER (1984), der die Aushagerungsmöglichkeiten einiger potentieller Halbtrockenrasen-Standorte behandelt, lassen sich die oben genannten Untersuchungen allesamt der Thematik "Umwandlung von nährstoffreichem, artenarmen Wirtschaftsgrünland in artenreicheres, nährstoffärmeres Grünland auf frischen oder gar feuchten, grundwasserbeeinflussten Standorten" zuordnen. Die Versuche von SCHMIDT (1985) erfolgten auf natürlichen Anreicherungsstandorten mittlerer Feuchte, also nicht auf potentiellen Magerrasen- oder Streuwiesenstandorten.

Nachfolgend werden die wichtigsten, sicht- und meßbaren Auswirkungen der Aushagerung dargestellt. Das erste Unterkapitel (Kap. 2.5.1.1.1, S. 242) beschäftigt sich mit der Ertragsentwicklung, das zweite Unterkapitel (Kap. 2.5.1.1.2, S. 243) mit den Nährstoffentzügen, die bei Aushagerungsmahd auftreten. Im dritten Unterkapitel 2.5.1.1.3 (S. 244) wird besprochen, welche Vegetationsveränderungen bei diesen Versuchen beobachtet wurden; zudem wird auf allgemein gültige Gesetzmäßigkeiten des Sukzessionsverlaufes der Wirtschaftsgrünland-Aushagerungen aufmerksam gemacht.

2.5.1.1.1 Ertragsentwicklung

Auf potentiellen Magerrasen- und MOLINION-Standorten liegt zumindest einer der drei wesentlichen Wachsfaktoren Wärme, Bodenfeuchte und natürliche Nährkraft so weit im Minimum, daß die jährliche Phytomasseproduktion nicht 3,5 bis 4 t TS/ha und Jahr übersteigen würde, sofern durch den Menschen keine Düngergaben erfolgten (vgl. SCHIEFER 1984: 57 f.). Voraussetzung für die Entwicklung einer streuwiesenartigen Vegetation des Verbandes MOLINION ist die Senkung des Ertragsniveaus des Grünlandes auf eine Trockensubstanz-

Produktion von unter 4 t TS/ Hektar und Jahr (vgl. SCHIEFER 1984: 56). Erst auf diesem Ertragsniveau vermögen sich Magerrasen- und Streuwiesen-Arten auszubreiten und dominant zu werden.

Die konkurrenzkräftigen Arten des Wirtschaftsgrünlandes beginnen zu kümmern und ihren Platz zu räumen. Deutlich erhöhte Artenzahlen in Grünlandbeständen stellten AL-MUFTI et al. (1977) und VERMEER & BERENDSE (1983) erst auf Ertragsniveaus von 4-5 t TS/ha und Jahr fest. Nach KAPFER (1988: 104) gilt ein Streuwiesenstandort unabhängig von noch feststellbaren Nährstoffvorräten und der aktuellen Vegetationszusammensetzung als ausgehagert, sobald das Ertragsniveau aufgrund verminderter Nährstoff-Nachlieferung dauerhaft unter 3,5 bis 4,0 t TS/ha und Jahr abgefallen ist, da diese Ertragswerte dem meso- bis oligotropher Streuwiesen vor der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung entsprechen.

Die Geschwindigkeit von Ertragsrückgängen bei Mahd-Management hängt stark von dem Nachlieferungsvermögen und von der Pufferkapazität der Böden ab. Ertragsrückgänge bereits nach kurzer Zeit wurden z.B. in Grünlandbeständen über Sandböden mit geringem Sorptionsvermögen nachgewiesen:

- Nach OOMES (1977) und OOMES & MOOI (1985: 60 u. 64) erfolgte in als "POO-LOLIETUM" bezeichneten Grünlandbeständen über feuchten, stark humosen Sandböden mit niedriger Pufferkapazität bei einem Zweischmittregime innerhalb von zwei Jahren ein Ertragsrückgang von 10,5 t TS/ha auf 6,5 t TS/ha. Anschließend verlief der Ertragsrückgang wesentlich langsamer. Acht Jahre nach der Entlassung des Grünlandes aus der intensiven Nutzung (250 kg N/ha und Jahr) stabilisierte sich die Trockensubstanzproduktion auf 4-5 t TS/ha und Jahr.
- Eine ähnliche Ertragsentwicklung ermittelten BAKKER et al. (1980) und BAKKER & DE VRIES (1985) in Grünlandbeständen auf feuchten Sandböden. Innerhalb von sieben Jahren senkte sich der Ertrag von 10-11 t TS/ha und Jahr auf 4-5 t TS/ha und Jahr.

Mit wesentlich längeren Zeiträumen ist dagegen an ton- und feinschluffreichen Standorten zu rechnen,

die sich durch ein gutes Sorptionsvermögen auszeichnen:

- 8 Jahre Aushagerungsschnitt (2 Schnitte pro Jahr) einer Glatthaferwiese auf wechselfeuchten, tonreichen Anmoorgleyen bewirkten nach OOMES & MOOI (1981) einen Rückgang von anfänglich 6-7 auf 5,6-6,1 t TS/ha und Jahr.
- 20 Jahre Aushagerungsschnitt (2 Schnitte pro Jahr) führten bei einer zu Versuchsbeginn nur mäßig nährstoffreichen, mäßig feuchten *Holcus lanatus*-Wiese auf tonreichem Boden zu einem Ertragsrückgang von 5,2 t TS/ha und Jahr auf 4,1 t TS/ha und Jahr (ELBERSE et al. 1983).

Auf potentiellen Pfeifengraswiesen-Standorten konnte KAPFER (1988: 104 f.) bei zwei- bis dreischüriger Aushagerungsmahd recht unterschiedliche Verläufe der Ertragsentwicklung beobachten. Bei zwei von fünf untersuchten Kohldistelwiesen verhartete der Ertrag innerhalb von vier Vegetationsperioden auf mittlerem Niveau und nahm nur geringfügig ab. Bei einem Standort erfolgte in diesem Zeitraum ein Rückgang der Phytomasseproduktion um ca. 30%, bei zwei weiteren Versuchsflächen senkte sich das Ertragsniveau mit ca. 2-4 t TS/ha und Jahr auf das Niveau mesotropher Pfeifengras-Streuwiesen ab.

Die Schnelligkeit des Ertragsabfalls stand nach KAPFER (1988: 105) in direktem Zusammenhang mit den Tongehalten der Niedermoorböden. Das K- und das P-Nachlieferungsvermögen der Niedermoorböden hängt wesentlich von ihren Tongehalten ab (vgl. Kap. 1.3.3.2 und 1.3.3.3). Einen Ertragsabfall bereits nach 1-2 Jahren auf das Niveau mesotropher Streuwiesen beobachtete KAPFER (1988: 107) nur auf tonarmen, nicht-durchschlickten Niedermoorstandorten. Auf durchschlickten, tonreichen Niedermoorböden erwartet KAPFER (1988: 110 f.) eine Aushagerung auf das Ertragsniveau nach einem Zeitraum von 10-15 Jahren, da diese puffer- und sorptionsstarken Böden nur langsam "leergepumpt" werden können.

Die Unterschiede im Ertragsverlauf von Grünland bei der Aushagerung in Abhängigkeit von der Pufferkapazität des Bodens verdeutlicht Abb. 2/5, S. 242.

2.5.1.1.2 Nährstoffentzüge

Eine rückläufige Ertragsentwicklung deutet zuverlässig auf eine Senkung der Nährstoff-Vorräte hin. Magerrasen-Niveau bzw. das Niveau meso- bis oligotropher Streuwiesenstandorte wird erreicht, wenn eine Trockensubstanzproduktion von ca. 3,5 bis 4 t TS/ha und Jahr unterschritten wird. Ertragsrückgänge treten auf, wenn zumindest ein Nährstoff für eine oder mehrere bestandesbildende Wirtschaftsgrünland-Arten ins Minimum gerät. Der Nährstoffbedarf der vorhandenen Vegetation kann nicht mehr in der bis zu diesem Zeitpunkt üblichen Form gedeckt werden, so daß die Phytomasseproduktion abnimmt und Änderungen in der floristischen Zusammensetzung hinsichtlich Abundanz, Dominanz und Beschaffenheit des Artenspektrums eintreten.

Die Raten von Ertragsabschöpfung und Nährstoffentzug müssen keineswegs zusammenhängen. Mit der Erhöhung der Schnitzzahl nehmen die N-Entzüge stärker zu als die Ertragsabschöpfungen, da mit erhöhter Schnitthäufigkeit die Pflanzendecke zunehmend in einem Jungstadium abgemäht wird (SCHIEFER 1984: 49). Diese Jungstadien weisen höhere Nährstoffgehalte auf als die Reifestadien, so daß das Mahdgut bei Vielschnitt höhere mittlere N-Gehalte (vgl. SCHMIDT W. 1985: 93) und Phosphorgehalte (vgl. SCHIEFER 1984: 48 f.) aufweist. Die frisch gemähte Grasnarbe zeichnet sich nach SCHMIDT W. (1985: 93) durch eine hohe Stickstoffaufnahmebereitschaft aus.

Nachfolgend werden die Zusammenhänge dargestellt, die sich zwischen vorgeordnetem Schnittmanagement einerseits und Nährstoffentzügen andererseits nach den bisher durchgeführten Versuchen zur Thematik Grünland-Aushagerung abzeichnen. Nährstoffentzüge lassen sich am besten über die Nährstoffgehalte des Schnittguts, weniger sicher über Bodennährstoffanalysen feststellen (vgl. OOMES & MOOI 1985). Dargestellt werden im einzelnen die drei Schlüsselnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium.

Stickstoff

In Niedermooren steigt der N-Vorrat im Oberboden durch Vererdung der organischen Substanz im Lauf der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (Entwässerung) stark an (vgl. Kap. 1.3.3.1), so daß den verfügbaren N-Vorräten bei der Renaturierung von Grünlandbeständen auf Moorstandorten oder Anmoorstandorten kaum die Rolle des produktionsbegrenzenden Faktors zufällt (vgl. hierzu EGLOFF 1986: 84). Bei dreischüriger Mahd von Kohldistelwiesen entzog KAPFER (1988: Abb. 31) mit der Phytomasse zwischen 100 und 150 kg/Hektar und Jahr.

Phosphor

Bei der Aushagerung von Streuwiesen kann die **Verringerung der pflanzenverfügbaren Phosphor-Vorräte** eine entscheidende Rolle spielen.

In feinkörnigen Böden beträgt die Auswaschung in der Regel weniger als 0,3 kg Phosphor/ha und Jahr, so daß P-Verarmungen nur nach sehr langen Zeiträumen erfolgen können, sofern keine Entzüge durch Ernteabschöpfungen stattfinden (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1976: 253). Nach KLAPP (1971: 177) steigt im Wirtschaftsgrünland das P-Düngebedürfnis bei Vielschnitt an (entsprechend dürfte bei Vielschnitt mehr P entzogen werden!). In den Niederlanden rechnet man nach den von KLAPP wiedergegebenen Werten mit folgendem Düngerbedarf (in kg P₂O₅/ha):

reine Weidenutzung	20-30
1 Schnitt	45
2 Schnitte	75

Bei Aushagerungsversuchen auf Streuwiesenstandorten wurden folgende P-Abschöpfungen ermittelt:

- KAPFER (1988: 76 ff.) erzielte in Kohldistelwiesen auf mineralstoffreichen Niedermoorbö-

den P-Entzüge zwischen 50-70 kg/ha und Jahr bei dreifachem Schnitt. Einmaliger Schnitt pro Jahr entzog auf derselben Dauerfläche in einer anderen Parzelle 30 kg. Auf einer schwach gestörten Pfeifengraswiese betrug der Entzug bei dreifachem Schnitt weniger als 20 kg/ha und Jahr.

- EGLOFF (1986: 84 f.) konnte auf durch Düngungseinflüsse stark geschädigten Pfeifengraswiesen durch Schnitte im Juli wesentlich höhere P-Entzüge herbeiführen als durch Schnitte im September.

Kalium

Die Bedeutung des Kaliums als möglicher Minimumfaktor bei der Pflanzenernährung hängt stark von den edaphischen Verhältnissen ab. Auf lehmigen-tonigen Böden tritt selten Kaliummangel auf. An lehmigen Mineralboden-Standorten, auf denen beispielsweise Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen (CIRSIO-MOLINIETUM) Streuwiesen regeneriert werden sollen, kommt dem Kalium als möglichem Minimumfaktor wohl keine Bedeutung zu.

Der hohe Kaliumbedarf von Grünlandbeständen auf Moorstandorten ist schon seit langem bekannt; entsprechend seiner viel höheren Bodenbeweglichkeit wird K auf tonärmeren und auf moorigen Böden viel leichter als P ausgewaschen (vgl. KLAPP 1971: 178). Auf tonarmen Moorböden ist das Kalium nach KAPFER (1988: 111) bei der Aushagerung zuvor intensiv genutzter Moorstandorte der primär limitierende Nährstoff. Nicht nur die extrem niedrigen K-Konzentrationen in den Pflanzen, sondern die im Verhältnis zur Phytomassen-Ertragsentwicklung stärker absinkenden K-Gehalte weisen auf die herausragende Rolle des Kaliums bei der Aushagerung hin. Auf einem stark vererdetem, tiefgründigen Niedermoorboden fiel der Ertrag einer Wiese trotz N- und P-Düngung innerhalb von vier Jahren von 11,5 auf 6,1 t TS/Hektar und Jahr ab, schon nach drei Jahren waren die pflanzenverfügbaren Kalium-Vorräte erschöpft (BREUNIG et al. 1973).

2.5.1.1.3 Änderungen der Vegetationszusammensetzung

Die Sukzession von Wirtschaftsgrünland zu nährstoffarmem, artenreichen Grünland verläuft zwar +/- parallel mit der Aushagerung der Standorte, doch steuern auch andere Faktoren die Vegetationsentwicklung mit. Die Wahl der Schnitthäufigkeit und der Schnittzeitpunkte beim Aushagerungsschnittregime hat Einfluß auf die Förderung bzw. auf die Hemmung bestimmter Arten. Das Schnittregime wirkt in spezifischer Weise auf die Bestandesstrukturen ein, kommt den Lebenszyklen einzelner Arten entgegen oder läuft ihnen zuwider (z.B. Abschluß der Rückverlagerung der Nährstoffe und der Samenreife).

Änderungen der Nährstoffnachlieferung, die Wirkungen des Schnittregimes und Eigenschaften der Arten (Lebensform, Lebensdauer, Vermehrungsweise der dominanten Arten) erzeugen charakteristische Übergangsphasen zwischen den Ausgangs-

beständen und der potentiellen Streuwiesenvegetation (vgl. Punkt A in diesem Kapitel).

Allerdings reicht allein die erfolgreiche Aushagerung noch nicht aus, artenreiche Bestände entstehen zu lassen. Der jeweils mögliche Wiederherstellungsgrad hängt maßgeblich vom Florenpotential der betroffenen Fläche bzw. der unmittelbaren Umgebung ab:

- Das Vorhandensein noch keimfähiger Samen von Streuwiesenarten kann maßgeblich zu einem größeren Artenreichtum des ausgehagerten Grünlandes beitragen. Die Chancen auf eine ergebigere Samenbank hängen stark davon ab, ob auf der auszuhagernden Fläche vormals eine Streuwiese wuchs und wie lange die Zeit der Umwandlung dieser Streuwiese in Wirtschaftsgrünland zurückliegt. Nur bei Arten mit einem langfristigen Samenpotential (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B) ist zu erwarten, daß sie in den Samenbanken von Renaturierungsflächen noch vertreten sind, die bereits vor mehreren Jahren in Wirtschaftsgrünland überführt wurden.
- Enge räumliche Nachbarschaft, günstigenfalls ein unmittelbares Angrenzen von +/-intakten Streuwiesen dürfte die Einwanderungschancen von Streuwiesenarten sehr verbessern. Von einigen Arten der Streuwiesen-Lebensräume wie *Pinguicula vulgaris* (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B) ist bekannt, daß sie ihre Samen nur wenige Meter weit streuen können. Auch genügend ausgehagerte, ehemalige Grünlandstandorte als nunmehr geeignete Wuchsorte können von Arten mit schlecht entwickeltem Migrationsvermögen nicht besiedelt werden, wenn sie von vorhandenen Streuwiesen(resten) zu isoliert liegen (vgl. MAAS 1987: 124 f.).

Die langsame und oft unvollständige Rückführung von Streuwiesen liegt nicht nur darin begründet, daß die Vegetation zunächst die stellenweise hohen Nährstoffvorräte erst "leerpumpen" muß. **Die Regeneration von Streuwiesen dauert auch deshalb so lange, weil einzelne Arten erst wieder neu zuwandern müssen, bevor sie sich im Bestand etablieren können. Für wenig migrationsfreudige Arten bestehen praktisch keinerlei Aussichten, in Renaturierungsflächen einzuwandern, wenn die Entfernungen zu möglichen Lieferbiotopen zu groß geworden sind.**

Um dennoch Streuwiesen zu erzeugen, empfahl seinerzeit STEBLER (1898) deshalb ein Aufreißen der Vegetationsdecke durch kreuz- und quer-Eggen, anschließend Einsaat und Anwalzen des Saatguts.

A) Durch Aushagerung induzierte Vegetationsveränderungen

Mahdmanagement mit dem Ziel der Aushagerung zeigt zunächst bei stark nährstoffbedürftigen Grünlandarten Wirkung. Da eutraphente Wiesenarten wie z.B. *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*, *Festuca pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium* und *Galium mollugo* an

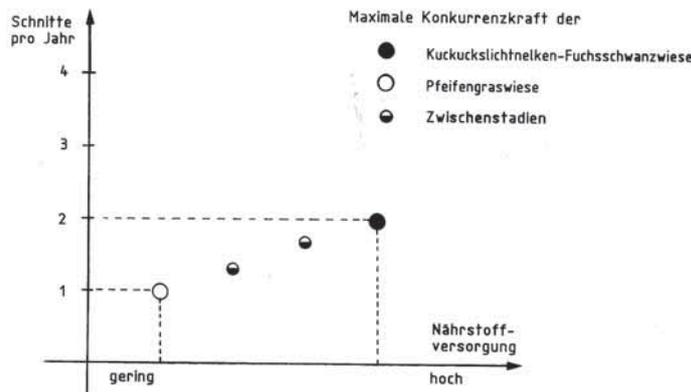


Abbildung 2/6

Die konkurrenzkräftigsten Rasengesellschaften in Abhängigkeit von Nährstoffversorgung (X-Achse) und Schnitthäufigkeit pro Jahr (Y-Achse) auf kalkreichen, potentiellen Magerrasen-Standorten.

Für die Pfeifengraswiese (*MOLINIETUM CAERULEAE*) und die Kuckuckslichtnelken-Fuchsschwanzwiese wird der Bereich größter Konkurrenzkraft angegeben

zwei bis drei Schnitte gut angepaßt sind, dürften Abundanz- und Dominanzrückgänge bei diesen Arten hauptsächlich durch Nährstoffentzüge verursacht werden. Geht eine Art des intensiv genutzten Wirtschaftsgrünlandes zurück, so kann man mit gutem Grund vermuten, daß zumindest ein essentieller Nährstoff nicht mehr ausreichend nachgeliefert wird.

Erste Änderungen der floristischen Zusammensetzung müssen dabei nicht mit Ertragsrückgängen verknüpft sein. So zeigten bei guter Nährstoffversorgung von *Lolium perenne* beherrschte Grünlandbestände kaum Ertragsunterschiede zu *Holcus lanatus*-dominierten Beständen. Bei abnehmender Nährstoffversorgung lagen nach WATT (1978) die Erträge von *Holcus lanatus* dagegen sehr viel höher als die von *Lolium perenne*. Im Feuchtgrünland deuten sich daher erste für die Vegetationszusammensetzung wirksame Nährstoffentzüge durch ein stärkeres Hervortreten von *Holcus lanatus* an, ohne daß es parallel dazu schon zu (deutlichen) Ertragsabfällen kommen muß. Bei den Aushagerungsversuchen KAPFERs (1988: 115 ff.) folgte auf das anfänglich von Fettwiesenarten dominierte *Festuca pratensis*-ein *Holcus lanatus*-Stadium. Bei leicht sauren und feuchten Verhältnissen scheint *Holcus lanatus* besonders konkurrenzkräftig zu sein; besonders auf lockeren Moorböden breitet es sich gerne aus.

Häufige und lichtbedürftige Rosettenpflanzen wie *Ajuga reptans*, *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris*, *Leontodon autumnalis* und *Plantago lanceolata* bzw. niedrigwüchsige Pflanzen anderer Lebensformtypen wie *Veronica chamaedrys* breiten sich bei zweischüriger Aushagerungsmahd erst dann aus, wenn eutraphente Obergräser wie *Festuca pratensis*, *Alopecurus pratensis* und *Dactylis glomerata* bereits deutlich abgenommen haben und mehr Licht bis in Bodennähe vordringen lassen.

Weitere Arten des Feucht-Grünlandes, die in einer frühen Aushagerungsphase stark nährstoffreichen Grünlandes zunehmen (vgl. SCHMIDT 1985: 87), sind z.B. *Achillea millefolium*, *Campanula rotundifolia*, *Cardamine pratensis*, *Centaurea jacea*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Crepis biennis*, *Knautia arvensis*, *Pimpinella maior* und *Rumex acetosa*.

Mit zunehmendem Lichtgenuß durch den Rückgang der Hochgräser ergeben sich zudem Änderungen in der Mooschicht. Zu den Hauptnutznießern des Aushagerungs-Managements auf den Versuchsflächen von KAPFER (1988: 118) zählten *Climacium dendroides* und *Eurhynchium swartzii*.

B) Der Einfluß von Schnitzzahl und Mahdzeitpunkten auf die Vegetationszusammensetzung und auf Vegetationsstrukturen

Wie bereits in Kap. 2.5.1.1.2 (S. 243) ausgeführt wurde, nehmen die Nährstoffentzüge mit zunehmender Schnitzzahl relativ stärker zu als die Ertragsabschöpfungen. Mit einem 3- bis 5-schürigen Schnittregime während der Vegetationsperiode lassen sich besonders starke Nährstoffentzüge in relativ kurzer Zeit herbeiführen. Allerdings ändert bereits eine viermalige Mahd die Konkurrenzverhältnisse so stark, daß selbst auf dem eutrophen Flügel der Grünlandpalette nicht mehr die *ARRHENATHERION*-Gesellschaften als die konkurrenzkräftigsten Pflanzengemeinschaften gelten können (vgl. SCHMIDT 1985: 86). Erst recht dürfte dies auf dem oligotrophen Flügel des Feucht-Grünlandtypen-Spektrums für die bekannten *MOLINION*-Gesellschaften gelten. Stattdessen begünstigt ein Vielschnitt-Regime jene Arten, deren Assimilationsorgane relativ tief liegen, wie z.B. *Ajuga reptans*, *Agrostis stolonifera* (Feucht-Standorte), *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata* und *Trifolium repens* oder die schon mesotraphente *Prunella vulgaris*.

Die Problematik der Aushagerung von Wirtschaftsgrünland durch Mahd läßt sich graphisch durch ein Koordinatensystem darstellen, in dem die X-Achse das trophische Niveau, die Y-Achse die Schnitthäufigkeit bezeichnet. Zu jeder Position kann theoretisch eine Pflanzengemeinschaft ermittelt werden, die dort die größte Konkurrenzkraft entwickelt (Abb. 2/6, S. 245).

Im Zuge der Renaturierung einer Streuwiese liegt es nahe, in einem bestimmten Stadium, in dem Streuwiesenarten auftreten, von einem zweischürigen auf ein einschüriges Herbst-Mahdregime umzustellen, da eine derartige Bewirtschaftung den Bedürfnissen

Reaktion von Streuwiesenpflanzen auf unterschiedliche Schnittzeitpunkte

VESELLSCHAFT: TRESPEN - PFEIFENGRASWIESE

ORT: Entwässertes Niedermoor aus stark zersetztem Torf (30 cm) über stark tonigem, steinigem Sand (wechselfrisch) GW-Stand \approx 52 cm u.Fl.

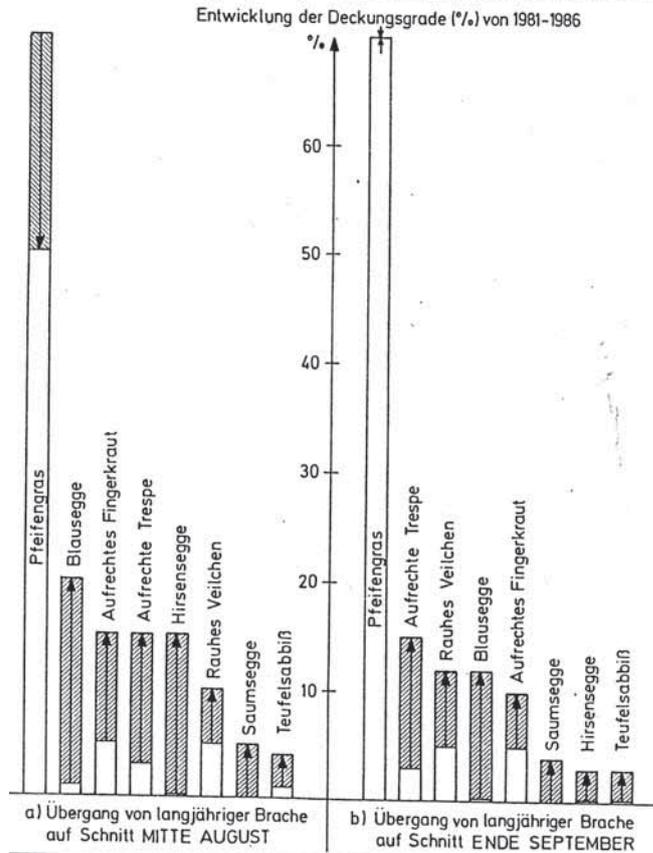


Abbildung 2/7

Veränderung des Deckungsgrads ausgewählter Pflanzenarten einer seit 15 Jahren brachliegenden, wechselfeuchten Pfeifengraswiese nach Wiederaufnahme von Pflegeschnitten innerhalb von 5 Jahren (nach BRIEMLE 1987)

der Streuwiesenarten am meisten entgegenkommt (vgl. Kap. 2.1.2, S. 210).

C) Die Auswirkungen zweischüriger Aushagerungsmahd auf stark gestörte Pfeifengraswiesen

Wie sich Aushagerungsmahd in stark durch Eutrophierung gestörten Pfeifengraswiesen auswirkt, untersuchte EGLOFF (1986). Bei der Anwendung verschiedener Managements erzielte er im Verlaufe von drei Vegetationsperioden folgende Resultate (vgl. S. 131):

Geförderte Arten:

generell auf allen Versuchspartellen: *Molinia caerulea*, *Mentha aquatica*;

nur Herbstschnitt: *Lysimachia vulgaris*, *Solidago serotina*;

2-schürige Mahd/beide Varianten: *Ajuga reptans*, *Cirsium arvense*, *Galium album*, *Glechoma hederacea*, *Lathyrus pratensis*, *Prunella vulgaris*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juni-September: *Festuca rubra*, *Galium boreale*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juli-September: *Holcus lanatus*, *Rhinanthus alectorolophus*.

Zurückgedrängte Arten :

generell auf allen Versuchspartellen: *Rubus caesius*;

nur Herbstschnitt: *Galium album*;

2-schürige Mahd/beide Varianten: *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juni-September: *Rhinanthus alectorolophus*, *Holcus lanatus*;

2-schürige Mahd/Schnitte Juli-September: *Calamagrostis epigejos*.

Bemerkenswert sind vor allem die Ergebnisse bei einigen Arten, die als Störarten unerwünscht sind wie *Solidago serotina* oder *Calamagrostis epigejos*. Aus pflegerischer Sicht stößt ebenso die Reaktion der Hochstauden *Filipendula ulmaria* und *Lysimachia vulgaris* auf hohes Interesse.

Molinia caerulea nahm zunächst auch auf den zweischürigen Partellen zu, dürfte aber auf lange Sicht mit einem solchen Management nicht zurechtkommen (vgl. EGLOFF 1986: 157 f.).

D) Aushagerungsstadien auf dem Weg zum Magergras

Bei der Aushagerung von Fettwiesen und Halbfettwiesen hin zu Streuwiesenbeständen treten charak-

teristische, vorübergehend +/- stabile Zwischenzustände auf, die analog zum [Kap. 2.2](#) (S. 214, 2. Absatz) im Sinne von WESTHUS (1981) als **Stadien** und nicht als **Phasen** bezeichnet werden sollen. Eine Übersicht über die Stadien, die bei der Aushagerung von Wirtschaftsgrünland auf ehemaligen Pfeifengras-Streuwiesenstandorten auftreten, legt KAPFER (1988: 116) vor:

Demnach folgt wie schon unter Punkt A in diesem Kapitel beschrieben auf das anfängliche *Festuca pratensis*- ein *Holcus lanatus*-Stadium. Auf das *Holcus lanatus*-Stadium folgen nach den Untersuchungen von KAPFER (1988: 116) Stadien, in denen das Mittelgras *Festuca rubra* und anschließend *Anthoxanthum odoratum* den Ton angeben. Erst danach ist mit Stadien zu rechnen, in denen Streuwiesenarten hervortreten ("*Carex nigra*-Stadium", "*Molinia caerulea*-Stadium").

Die Kenntnis dieser Zwischenstadien ist kein wissenschaftlicher Selbstzweck, sondern ermöglicht erst :

- die Koppelung bestimmter Restitutionsmanagements an klar definierte Zwischen-Zustände;
- eventuell naturschutzfachlich angezeigte Kurskorrekturen der Entwicklungsstrategie.

2.5.1.2 Wiederherstellung aus langjährigen Brachen (Bearbeitet von B. Quinger)

Brachgefallene Streuwiesen werden in ihrer Vegetationsbeschaffenheit sehr stark durch **Verfilzung**, **Verhochstaudung** mit FILIPENDULION- oder *Solidago*-Arten, **Verschilfung** oder **Etablierung von Reitgras-Polykormonen** verändert (vgl. [Kap. 2.2.1.2.2](#) bis [2.2.1.2.6](#), S. 218 ff.).

Die Eignung verschiedener Managements, fortgeschrittene Sukzessionsstadien wieder dem Ausgangszustand nahezubringen, wird nachfolgend dargestellt. Insbesondere wird auf die Bekämpfung der Arten eingegangen, die in erster Linie die unerwünschten Vegetationsveränderungen in Streuwiesenbrachen herbeiführen.

2.5.1.2.1 Beseitigung der Auswirkungen der Verfilzung

Die Streufilzdecken von Grasarten, die in Streuwiesen bestandesbildend auftreten wie *Molinia caerulea* und *M. arundinacea*, lassen sich **bei einschüriger Mahd** etwa im Verlaufe von drei bis fünf Jahren beseitigen. Sind noch Restbestände der durch die Verfilzung zurückgedrängten Hemikryptophyten, Rosetten- und Schaftpflanzen (vgl. hierzu [2.2.1.2.2](#)) vorhanden, so können diese in ihren Individuenzahlen in diesem Zeitraum wieder stark ansteigen. Die Mahd beseitigt nicht nur die Streufilzdecken, sondern schränkt auch die Wüchsigkeit des Hauptbestandesbildners (z.B. *Molinia caerulea*) ein, so daß die Konkurrenzkraft dieser Art gemildert wird. Bei tief angesetztem Schnitt entstehen offene Bodenstellen, die ein erfolgreiches Aufkeimen der bei Brache

zurückgedrängten Arten gestatten (vgl. SCHOPPGUTH 1993: 128). In dem von BRIEMLE (1987: 254) durchgeführten Versuch konnten sich nach Wiederaufnahme der Mahd auf einer über 15-jährigen Brachfläche einige Streuwiesenpflanzen wie die Hirse-Segge (*Carex panicea*), die Saum-Segge (*Carex hostiana*), die Blaugrüne Segge (*Carex flacca*), das Aufrechte Fingerkraut (*Potentilla erecta*) oder der Teufelsabbiß (*Succisa pratensis*) deutlich zunehmen ([Abb. 2/7](#), S. 246).

Nach eigenen Beobachtungen ließ sich eine ca. 20-jährige, stark verbultete Kopfbinsenbrache bei Tutzing (Lkr. STA) innerhalb von 6-8 Jahren wieder in ein Kopfbinsenried rückführen, das kaum noch Brachemerkmale aufwies: die Verbultung war nahezu behoben, die Individuenzahlen einiger Rosettenpflanzen hatten in diesem Zeitraum stark zugenommen, die Mehl-Primel bildete sogar wieder auffällige Aspekte, stark zugenommen hatte in diesem Zeitraum zudem der Stengellose Enzian.

In lange brachliegenden Streuwiesen läßt sich nach Wiederaufnahme des Schnitts und der allmählichen Beseitigung der Streufilzdecken nicht selten ein starkes Hervortreten von mesotraphen Wiesenpflanzen wie *Centaurea jacea* oder *Festuca rubra* beobachten (vgl. BRIEMLE 1987: 254), die möglicherweise von der Aufdüngung profitieren, die sich während der Brachephase durch das Belassen des Aufwuchses an Ort und Stelle ergeben hat.

Durch das **Mulchen** von Streufilzbeständen kann nur mit Einschränkung eine günstige Wirkung auf die Regeneration von Streuwiesen erreicht werden. Der Mulchschnitt ermöglicht einen schnelleren Abbau der verdämmenden Streufilzdecken als die Brachesituation, so daß in regelmäßig gemulchten Beständen die sich anhäufenden Streumengen wesentlich geringmächtiger bleiben als in vergleichbaren Brache-Beständen. Da mit dem Mulchen keine Nährstoffzüge verbunden sind, ist jedoch auf Dauer mit einer Begünstigung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes zu rechnen.

Anscheinend in hervorragendem Maße geeignet, Streufilzdecken **durch Beweidung** zu beseitigen, sind die neuerdings in Bayern in der Rinder-Viehhaltung verwendeten schottischen Galloway-Rinder. Auf seit 1986 wieder beweideten, zuvor über 30 Jahre brachliegenden Pfeifengraswiesen-Flächen bei Pähl im Betriebsgelände Hartschimmelhof im Lkr. Weilheim-Schongau sind die von *Molinia arundinacea* und *Calamagrostis epigejos* gebildeten Streufilzdecken im Vergleich zu einer unmittelbar benachbarten, immer noch brachliegenden Fläche mittlerweile stark reduziert worden. Niedrigwüchsige Magerrasen- und Streuwiesenarten wie *Gentiana clusii* haben sich zwischenzeitlich deutlich erholt. Die Beweidung auf der sich regenerierenden Fläche geschah in den Jahren 1986-1991 als vierwöchige Frühlingsweide (Monat Juni) und als zweiwöchige herbstliche Nachweide bei einer Besatzstärke von ca. 2 GVE.

Reaktion von Streuwiesenpflanzen auf unterschiedliche Schnittzeitpunkte

GESELLSCHAFT: WIESENRAUTEN - HOCHSTAUDENFLUR

STANDORT: Entwässertes Niedermoor aus stark zersetztem Torf (30-50 cm)
über feinsandigem Ton (wechselfeucht)

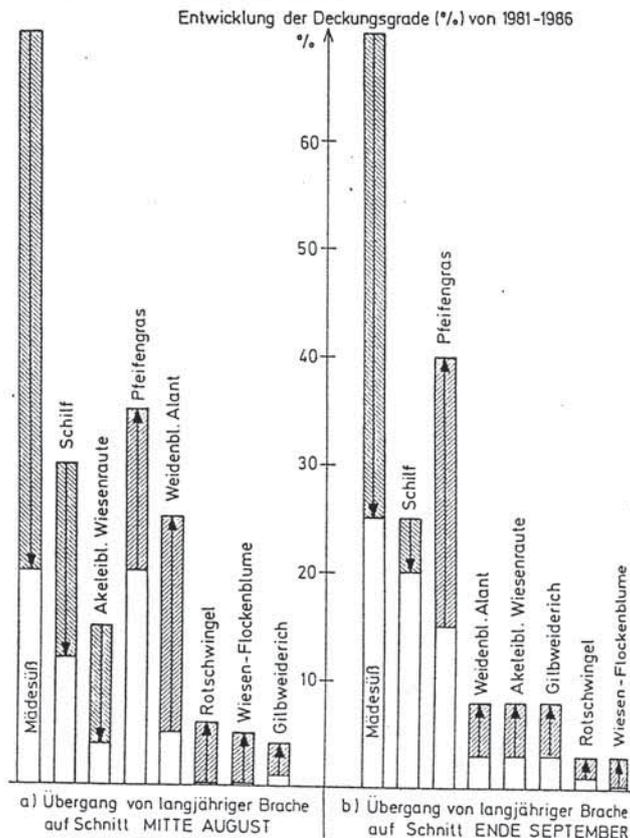


Abbildung 2/8

Veränderung des Deckungsgrads ausgewählter Pflanzenarten einer seit 15 Jahren brachliegenden Wiesenrauten-Hochstaudenflur nach Wiederaufnahme von Pflegeschnitten innerhalb von 5 Jahren (nach BRIEMLE 1987)

2.5.1.2.2 Beseitigung von FILIPENDULION-Hochstaudenfluren

Die Wiederaufnahme der Mahd in mit *Filipendula ulmaria* zugewachsenen Brachen kann eine starke Zurückdrängung dieser Hochstauden herbeiführen. Besonders empfindlich ist *Filipendula* gegen einen Schnitt zur Blütezeit; schon STEBLER (1898: 116) empfahl deshalb zur Bekämpfung größerer Bestände dieser als "Unkraut der Streuwiesen" eingestuft Art einen Schnitt in diesem Zeitraum.

In einer ca. 25 Jahre lang brachgelegten Feuchtwiese, auf der *Filipendula ulmaria* zur Dominanz gelangt war, führten 7 Jahre Zweischnittnutzung (Juni und September) zu einem Deckungsprozentabfall von anfänglich über 60% bis weit unter 10% (WOLF et al. 1984). In den Versuchen von EGLOFF (1986: 158) führten die Zweischnitt-Varianten Juni/September und Juli/September zu demselben Rückdrängungserfolg. EGLOFF (1986: 131) konnte bei beiden Versuchsvarianten auch den Rückgang der Hochstauden *Lysimachia vulgaris* beobachten.

Die mit der Wiederaufnahme der Mahd verbundene Rückdrängung der FILIPENDULION-Hochstauden führt jedoch nicht umgehend zurück zum vormaligen Zustand. Infolge der mit der Verhochstaudung

durch FILIPENDULION-Arten verbundenen Auteutrophierung des Standorts (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220) kann man ein starkes Auftreten von Arten des Wirtschaftsgrünlandes beobachten, nachdem *Filipendula ulmaria* zurückgedrängt worden ist.

Auf einer wieder gemähten Wiesenrauten-Mädesüß-Hochstaudenflur der LVVG Aulendorf breiteten sich nach dem Rückgang dieser Hochstauden verschiedene Grünland-Arten stark aus (vgl. BRIEMLE 1987: 257): Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*), Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Rotschwingel (*Festuca rubra*), Knauelgras (*Dactylis glomerata*), Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) und Gemeines Hornkraut (*Cerastium holosteoides*).

Auf dem Weg zur Renaturierung ist es mithin notwendig, nach dem Zurückdrängen der Hochstauden die hinzugetretenen Grünland-Arten allmählich wieder zu reduzieren. Mutmaßlich bieten sich hierfür bessere Chancen, wenn dies mit einschüriger Herbstmahd als mit Sommermahd versucht wird. Die Sommermahd bewirkt zwar eine stärkere Auslagerung, sie benachteiligt jedoch im Unterschied zur Herbstmahd auch Streuwiesenarten wie das Pfeifengras, die mit einem frühen Schnitt nicht zu recht kommen (vgl. Kap. 2.1.2, S. 210). Bei dem Renaturierungsexperiment BRIEMLES (1987: 254)

nahm *Molinia caerulea* auf den im August geschnittenen Versuchs-Parzellen stark ab (Abb. 2/8, S. 248); auf den im Herbst geschnittenen Parzellen wurde ein entgegengesetztes Ergebnis beobachtet.

2.5.1.2.3 Beseitigung von Goldruten-Verhochstaudungen

Bereits im letzten Jahrhundert galt die Späte Goldrute, die sich insbesondere auf Streuwiesenbrachen stark ausbreiten kann (vgl. Kap. 2.2.1.2.4, S. 220), als "Streuepest" (vgl. STEBLER 1898: 116). Diese Tatsache macht schon deutlich, daß sich die Goldruten durch den herbstlichen Streuschnitt allein nicht bekämpfen lassen, wenn sie sich einmal auf einer Streuwiese etabliert haben. Eine experimentelle Bestätigung dieses Befundes erbrachten die Versuche von EGLOFF (1986: 131): bloßer Herbstschnitt führte zur Förderung von *Solidago gigantea*! Herbstschnitt unterbindet weder die generative noch die vegetative Ausbreitung dieser Art.

VOSER-HUBER (1983) überprüfte mehrere unterschiedliche Schnitt-Managements auf ihre Eignung hin, *Solidago gigantea* zu bekämpfen. Die beste Wirkung erzielte sie mit einem Doppelschnitt mit den Terminen Ende Mai/Anfang Juni und Mitte August. In Streuwiesenbrachen erzielte EGLOFF (1986: 160) gute Bekämpfungsergebnisse bei Mahd im Juli und im späten September.

Als Radikalmethode führte das Abdecken der Wuchsortbereiche der Goldrute mit einer Plastikfolie zu einem vollständigen Verdrängungserfolg (vgl. EGLOFF 1986: 161). Allerdings werden bei dieser Maßnahme sämtliche weiteren Pflanzenarten auf der betroffenen Fläche mitverdrängt.

2.5.1.2.4 Bekämpfung des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigejos*)

Wie bereits im Kapitel 2.2.1.2.6 näher ausgeführt, kann sich das Land-Reitgras in Streuwiesenbrachen stark ausbreiten. Wird die Herbstmahd wieder aufgenommen, so läßt sich *Calamagrostis epigejos* nicht ohne weiteres wieder verdrängen, da es einen herbstlichen Schnitt gut verträgt (vgl. EGLOFF 1986: 158). Deutliche Schwächungen der Art lassen sich dagegen beobachten, wenn man außer im Herbst auch im Juli mäht (vgl. EGLOFF 1986: 158).

2.5.1.2.5 Bekämpfung des Schilfs (*Phragmites australis*)

Schilfherden in Streuwiesenbrachen, die wieder in die Pflege genommen werden, erwiesen sich nach einem Versuch von BRIEMLE (1987: 251) sowohl gegen den Mäh- als auch gegen den Mulchschnitt als empfindlich. Augustschnitte bewirken eine stärkere Zurückdrängung von *Phragmites australis* als Schnitte, die Ende September durchgeführt werden.

Die Unverträglichkeit des Schilfs gegenüber frühem Schnitt wurde bereits von STEBLER (1898: 124) vermerkt. In Seeriedern führt ein- bis zweischürige Mahd nach STEBLER zur Zurückdrängung des

Schilfs, als Nutznießer des Rückgangs des Schilfs bezeichnete er die Steif-Segge (*Carex elata*).

2.5.1.3 Wiederherstellung aus Aufforstungen und Verwaldungen (Bearbeitet von B. Quinger und U. Schwab)

Bisher noch keine wissenschaftlichen Dokumentationen scheinen über die Entwicklung von geräumten Aufforstungsflächen vorzuliegen. Nach eigenen Beobachtungen stellt sich nach Entfernung aufgeförfsteter Fichtenbestände, deren Kronendach noch nicht geschlossen ist, ein lückiger Grasbestand mit Beteiligung von Pfeifengras ein, wenn noch Reste dieses Grases im Unterwuchs vorhanden waren.

Auf den Abräumflächen sind anfänglich häufig *Rubus*-Arten (*Rubus fruticosus* agg., *Rubus idaeus*) zu beobachten, krautige Schlagpflanzen der Klasse EPILOBIETEA spielen keine oder nur eine untergeordnete Rolle. Die Geschwindigkeit der Etablierung von Streuwiesenarten hängt wesentlich davon ab,

- ob noch Streuwiesenrestflächen im Aufforstungsbereich erhalten geblieben waren, von denen aus verschiedene Streuwiesenarten die Wiederbesiedlung der Abräumungsfläche starten können;
- wie alt die Aufforstungen sind. Je jünger die Aufforstungen sind, desto günstigere Aussichten bestehen, daß auf der Abräumungsfläche noch keimfähige Samen von Arten mit einem langfristigen Samenpotential (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B) vorhanden sind.

Eine Verbesserung der Keimbedingungen läßt sich wahrscheinlich durch Abrechen der Nadelstreu erzielen. Die erneute Entwicklung einer streuwiesenartigen Vegetation auf geräumten, älteren Aufforstungsflächen, deren Samenbank nur noch in sehr geringem Umfang Streuwiesenpflanzen enthalten dürfte, könnte zusätzlich durch Aufbringen von samenhaltigem Mähgut oder Saatgut beschleunigt und in die gewünschte Richtung gelenkt werden.

2.5.1.4 Neuanlage (Bearbeitet von U. Schwab)

Ratschläge zur Neuanlage von Streuwiesen gibt bereits STEBLER (1886 und 1898), die auf Befragungen von Landwirten und eigenen Versuchen basierten. Dies geschah damals aus wirtschaftlichen Gründen; der enorme Streubedarf (vgl. Kap. 1.6.1.2) führte dazu, daß zahlreiche Futterwiesen, die Böden abgelassener Teiche etc. zu Streuwiesen umgewandelt wurden. Zur Überführung von mageren, feuchten Futterwiesen zu Streuwiesen empfiehlt STEBLER eine konsequente Spätherbstmahd. Darüber hinaus schlägt dieser Autor zur Beschleunigung bzw. Qualitätssteigerung der Streu eine Einsaat guter Streuepflanzen, insbesondere von *Molinia caerulea* vor, nachdem die Grasnarbe zuvor kreuz und quer scharf geeeggt worden ist. Als aufwendige, aber zu raschen Erfolgen führende Methode nennt STEBLER das "Einpflanzen von Setzlingen", insbesondere der ertragreichen Arten *Phalaris arundi-*

nacea, *Carex gracilis* und *C. disticha* auf nährstoffreicheren Flächen. Hierbei entstehen allerdings Bestände, die den Feuchtwiesen und den Pseudoröhrichten, weniger den Streuwiesen i.e.S. zuzurechnen sind. Unter "Neuanlage" versteht man das Schaffen der standörtlichen Voraussetzungen. Nachfolgend werden einige Versuche zur Neuanlage von Standorten für Streuwiesen-Pflanzen kurz wiedergegeben, die in den letzten 15 Jahren vorgenommen wurden.

2.5.1.4.1 Neuanlageversuche durch Oberbodenabtrag

Um die Nährstoffgehalte im Boden rasch zu reduzieren, wurde der Abtrag der obersten, nährstoffreichen Humusschicht vorgenommen und die Auswirkung untersucht. Nach FEIGE (1977) und KUNTZE (1984) reichern sich durch Düngemittel zugeführtes P und K hauptsächlich in den obersten 2-3 cm an.

Ob eine - verglichen mit der einfachen Aushagerungsmahd - beschleunigte Rückführung von aufgedüngten Kohldistelwiesen zu Streuwiesen durch das Abheben einer ca. 4 cm mächtigen Bodenschicht eingeleitet werden kann, sollte ein entsprechend angelegter Versuch von KAPFER (1988) im württembergischen Alpenvorland klären. Nährstoffanalysen der gesamten durchwurzelten Bodenschicht ergeben durchschnittliche Phosphor-Entzüge von knapp über 20%, in günstigen Einzelfällen von ca. 40% und Kalium-Entzüge von durchschnittlich ca. 15% und maximal 30% der verfügbaren Vorräte durch den Oberbodenabtrag. In Abhängigkeit vom Aushagerungsgrad zeichnen sich während der ersten vier Jahre folgende Vegetationsentwicklungen ab :

- Bei nur geringem P- und K-Entzug siedeln sich auf den offengelegten Böden zunächst als Störungszeiger Binsen (*Juncus effusus*, *J. articulatus*) an, die bald von Stolonenbildnern (z.B. *Ranunculus repens*) verdrängt werden. Etwa ab dem vierten Jahr stellt sich allmählich die ursprüngliche Grünlandvegetation (Dominanz der Grasarten *Holcus lanatus*, *Festuca rubra*) wieder ein, die Grasnarbe wirkt wieder geschlossen.
- Bei mäßigem K-Entzug und nur geringem P-Entzug kommt es ebenfalls nach einer zunächst raschen Ausbreitung von Stolonenbildnern zu einer Rückentwicklung einer (allerdings mageren) Grünlandvegetation (Dominanz von *Anthoxanthum odoratum*), wobei im dritten Jahr die Grasnarbe noch sehr lückenhaft und der Ertrag gering ist.
- Bei ziemlich starkem P-Entzug und nur geringem K-Entzug erfolgt nur eine vergleichsweise langsame Wiederbesiedelung. Die Geschwindigkeit der Deckungsgradzunahme hängt vor allem von der Bodenfeuchte und noch im Boden verbliebenen Rhizomen ab. Immerhin können sich zumindest auf sauren, wechsellässigen Moorstandorten 4 Jahre nach einem Oberbodenabtrag mit starkem P-Entzug bereits einige Arten bodensaurer Streuwiesen etablieren (z.B. *Molinia caerulea*, *Carex echinata*, *C. canescens*, *Poten-*

tilla erecta, *Luzula campestris*; KAPFER 1987 : 93).

Voraussetzung für ein erneutes Auftreten von Streuwiesenpflanzen auf zwischenzeitlich intensiv genutzten Flächen ist entweder ein unmittelbar angrenzender Bestand mit entsprechendem Samenpotential oder das Vorhandensein einer Samenbank, die durch Bodenbewegungen aktiviert wird. Die oben genannten Arten entwickeln (mit Ausnahme von *Molinia caerulea*) ein langfristiges Samenpotential. Ihre Samen sind nach mehreren Jahren Lagerdauer im Boden noch größtenteils keimfähig (MAAS 1987). Für weitere, im Anschluß skizzierte Biotop-Neuschaffungsmaßnahmen in Niedermooren liegen keine Nährstoffuntersuchungen vor, daher beschränkt sich die Darstellung auf die Vegetationsentwicklung :

Im Dachauer Moos war im Zuge von Biotop-Neuschaffungsmaßnahmen 1982 die Anlage grundwasserbeeinflusster oligotropher Standorte beabsichtigt, u.a. mit dem Entwicklungsziel "Streuwiese" durch Mähgutaufbringung. Dazu wurde auf Teilflächen der insgesamt 1,4 ha umfassenden Renaturierungsfläche der nach langjähriger Ackernutzung vererdete Niedermoortorf in unterschiedlicher Mächtigkeit, z.T. bis auf den Kiesuntergrund, abgetragen. Zusätzlich wurde das im Herbst geschnittene Mähgut von im Naturraum gelegenen Streuwiesen-Restflächen einige cm dick aufgebracht (s. Abb. 2/9, S. 251). Der Weidenaufwuchs wird alljährlich ausgerissen.

Auf kiesiger, grundwasserbeeinflusster Unterlage war 4 Jahre nach Aufbringung des Mähguts immer noch eine bis zu 3 cm mächtige, lückenhafte Streuschicht vorhanden, während sich auf trockeneren Standorten die Streu bereits nach 2- 3 Jahren weitgehend zersetzt hatte. Im feuchten Milieu der Streuauflage fanden die Samen von Ackerwildkräutern günstige Keimungsbedingungen vor. Die Vegetation setzte sich nach diesem Zeitraum auf den feuchteren, humosen Teilflächen zu fast 50% aus Ruderalarten zusammen. An etwas trockeneren Standorten mit etwas größeren Grundwasserunterflurabständen expandierten Herden der unduldsamen Polykormonpflanzen *Solidago gigantea* und *Calamagrostis epigejos*.

Binsen (u.a. *Juncus articulatus*) und vereinzelt *Molinia caerulea*, *Carex flava*) waren 3 Jahre nach den Bodenbewegungen vor allem am flachen Weiherufer anzutreffen. Lediglich auf einer von Streuwiesenbrachen umgebenen Versuchsfläche im nördlichen Dachauer Moos siedelten sich *Carex panicea*, *Succisa pratensis* und *Allium suaveolens* auf den mit dem Mähgut bedeckten flachen Böschungen an, auf denen *Molinia caerulea* sogar zur Dominanz gelangte. An Rohbodenstellen erschienen einzelne Kalkflachmoorarten wie z.B. *Parnassia palustris*, *Tofieldia calyculata* vorübergehend in wenigen Einzel-exemplaren, um ab dem vierten Jahr von hochwüchsigeren Gräsern und *Eupatorium cannabinum* allmählich wieder verdrängt zu werden. In wesentlich höheren Deckungsgraden als Streuwiesenpflanzen haben sich auf den trockeneren Kiesböschungen Kalkmagerrasenarten angesiedelt. Sie sind dort der

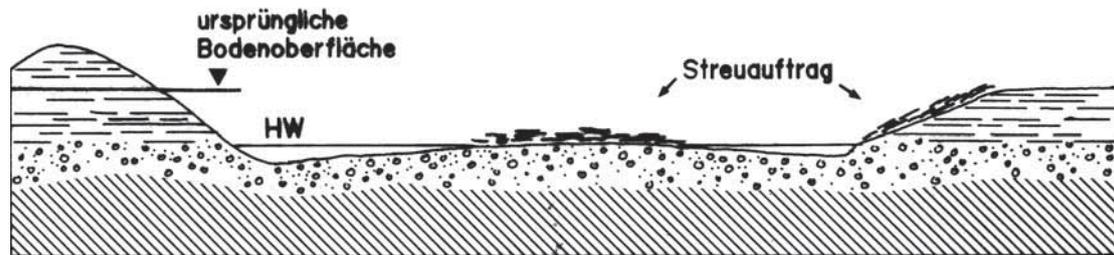


Abbildung 2/9

Schematische Darstellung der Neuanlage potentieller Streuwiesenstandorte durch Bodenabtrag und Mähgutaufbringung (nach NEUMAIR 1988 : 34, verändert)

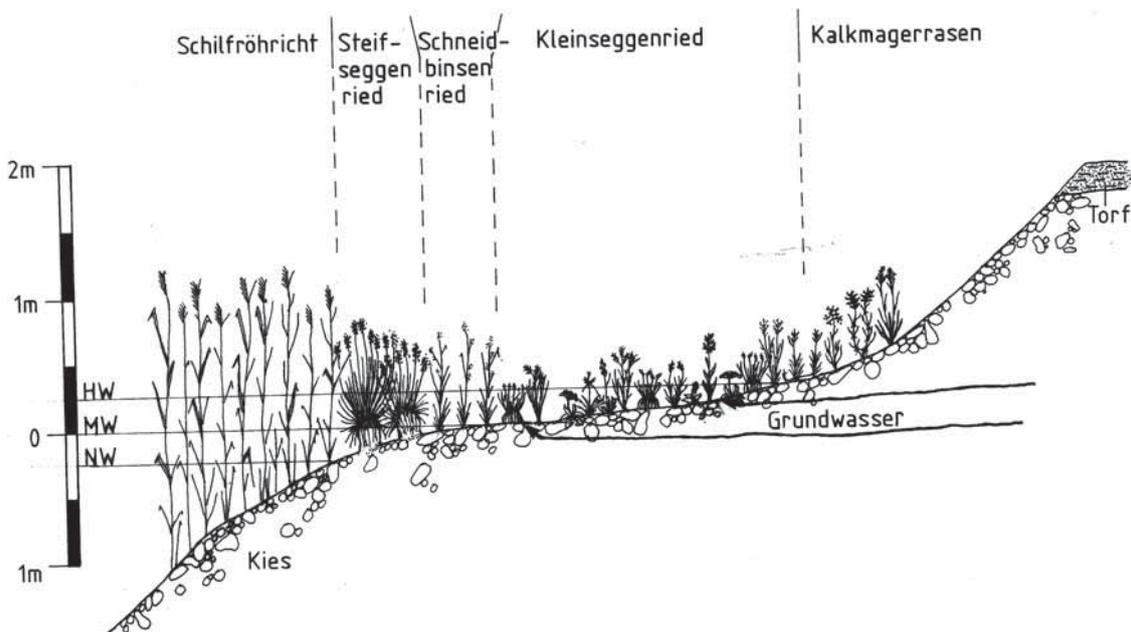


Abbildung 2/10

Durch Anschneiden des Grundwasserhorizonts bei einer Kiesbaggerung im Donaumoos entstandener Kleinseggenried-Streifen (nach JÜRGING & KAULE 1977, verändert)

Konkurrenz durch hochwüchsige Polykormonbildner weniger ausgesetzt (NEUMAIR 1988).

Ähnliche Vegetationsentwicklungen sind an dem im Jahr 1990 neuangelegten Moorweiher mit unregelmäßig geformten Uferstreifen bei Deixlfurt im Lkr. Starnberg zu beobachten. Auf den mit mineralischen Bestandteilen durchmischten Torfböden entwickelten sich innerhalb von zwei Jahren aus wohl im Boden vorhandenen Rhizombruchstücken ausgedehnte Bestände von *Calamagrostis epigejos* und *Phragmites australis*, die zusammen mit den ebenfalls sehr expansiven Nährstoffzeigern *Rubus idaeus*, *Eupatorium cannabinum*, *Mentha longifolia* und *Juncus conglomeratus* über $\frac{3}{4}$ der gesamten terrestrischen Rohbodenfläche einnehmen. Streuwiesenpflanzen i.w.S. (*Juncus alpino-articulatus*, *Carex flava*) besiedeln vor allem nässere Bereiche.

Im Donaumoos wird im Rahmen eines im Auftrag der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und

Landschaftspflege (BFANL) vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie II der TUM Freising-Weihenstephan (Prof. Dr. PFADENHAUER) durchgeführten E- + E-Vorhabens an unterschiedlichen Stellen einer insgesamt 30 ha großen Versuchsfläche ebenfalls die Renaturierung von Moorwiesen durch Abtrag des oberflächlich stark vererdeten Niedermoores angestrebt. In den zeitweise überstauten, torfighumosen Mulden siedelten sich durch *Lycopus europaeus*, *Polygonum lapathifolium*, *Sagina procumbens* gekennzeichnete Pionier-Unkrautstadien stauwasserreicher Äcker an, die später teilweise von *Agrostis stolonifera*-dominierten Flutrasen überwachsen wurden (NEUMAIR 1988).

Am Südrand des Donaumooses findet als Bestandteil des E- + E-Projektes "Donaumoos" ein Restitutionsversuch zu Hangquellmooren statt. Die Bodenoberfläche wurde nach Abtrag der obersten, vererdeten Schicht terrassenförmig gestaltet; sie wird

stellenweise durch das austretende Quellwasser überspült. Durch ausgebrachtes Mähgut soll eine Kalkflachmoorvegetation angesalbt werden. Ergebnisse dieses Modellversuchs liegen noch nicht vor und werden zu gegebener Zeit publiziert (PFADENHAUER 1993, mdl.). Von unbeabsichtigten, kleinflächigen, erfolgreichen Kleinseggenrieder-Neuanlagen durch Kiesbaggerung im Donaumoos berichten JÜRGING & KAULE (1977). Durch schräges Anschneiden des Grundwasserhorizonts entwickelten sich auf Kiesuntergrund im Schwankungsbereich zwischen Mittel- und Hochwasser des angrenzenden Baggersees bandartige Davallseggenriede von einigen Metern Breite zu einer Zeit, als das Samenpotential der Kalkflachmoorarten noch in der Umgebung vorhanden gewesen sein muß (s. Abb. 2/10, S. 251). In grundwasserbeeinflussten Bahngruben, die Ende des 19. Jahrhunderts im gleichen Naturraum angelegt wurden, haben sich sekundäre Schneidbinsenröhrliche mit weiteren Kalkflachmoorarten wie z.B. *Primula farinosa* bis heute gehalten (s. LPK-Band II.2 "Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken").

2.5.1.4.2 Transplantation und Replantation

Transplantationen und Replantationen sind mit einem erheblichen technischen und finanziellen Aufwand verbunden und können daher in nur relativ kleinem Rahmen bei drohendem Totalverlust eines Bestands, z.B. durch Baumaßnahmen, durchgeführt werden. Eine **Transplantation** wird gewöhnlich nach folgendem Schema durchgeführt :

- Auswahl und Vorbereitung des künftigen Standorts; die Grundwasserverhältnisse sollen möglichst genau denen des Entnahmeorts entsprechen, ggf. ist eine Abdichtung des Untergrunds durch eine Ton- oder Bitumenschicht erforderlich; für unterschiedliche Pflanzengesellschaften muß daher der Untergrund geringfügig höher oder tiefer gelegt werden (Nivellement !).
- Entnahme des Bestands mit Baggern, als maximal 2 x 2 m große und wenigstens ca. 60 cm dicke Soden zerschnitten; Kennzeichnung der Soden beim Verladen;
- Einpflanzen der Soden auf den vorbereiteten Untergrund in der gleichen Anordnung wie am Entnahmeort, dabei möglichst lückenloses Aneinandersetzen;
- zumindest während der ersten Vegetationsperiode ausreichendes Wässern, wenn der (künstliche) Grundwasserspiegel zeitweise absinkt;
- bester Zeitpunkt für eine Transplantation ist der Winter, wenn der Boden zumindest oberflächlich gefroren ist.

Grundsätzlich verändert jede Bodenbewegung die natürliche Lagerung des Bodengefüges. Durch den Transport kommt es in den Bodenpaketen zur Ausbildung von Rissen, in denen eine beschleunigte

Mineralisation und vermehrte Stickstofffreisetzung in Gang gesetzt wird. Diese ungewollten Fehlstellen bieten günstige Keimungs- und Entwicklungsbedingungen für einjährige Ruderalarten und ausdauernde, eutraphente Störzeiger (KLÖTZLI 1980). Die im Schweizer Mittelland seit 1968 durchgeführten Verpflanzungsaktionen von Streuwiesen sind am ausführlichsten dokumentiert. KLÖTZLI (1980) berichtet von folgenden Ergebnissen:

- Verpflanzungsschock durch die transplantationsbedingten Veränderungen im Nährstoff- und Wasserhaushalt; die Labilphase dauert mindestens 5 bis 8 Jahre.
- Die erhöhte Torfmineralisation vor allem entlang von Sodenfugen und -rissen hat zumindest vorübergehend eine Zunahme von Stickstoffzeigern und Pionierarten sowie einen Rückgang lichtbedürftiger Streuwiesenpflanzen zur Folge.

Durch gezieltes Jäten wurde versucht, die Ausbreitung von Störzeigern einzudämmen. Insgesamt ähneln die beobachteten Vegetationsentwicklungen denen einer Verbrachung - trotz fortgesetzter Herbstmahd - wobei die Grundartenkombination über mehr als 5 Jahre im wesentlichen erhalten blieb. SCHWICKERT (1992) hat im Westerwald u.a. die Verpflanzung von 80 Exemplaren *Dactylorhiza majalis* dokumentiert. Um Einzelpflanzen wurden mit einem Spaten 30 x 30 cm große und 20 cm dicke Soden ausgestochen und sogleich in einer nahegelegenen, pedologisch voruntersuchten Ersatzfläche wieder eingesetzt. Die Zahl der blühenden Exemplare sank innerhalb von 2 Jahren progressiv auf 23% des Ausgangsbestands (wobei diese Negativentwicklung durch illegale Ausgrabungen geringfügig unterstützt wurde).

Schließlich sei noch die 1982 vorgenommene Neuanlage des Feuchtbiotops im Westpark (München-Stadt) angesprochen. Dort wurden auf wenigen 100 m² u. a. Bestände folgender Streuwiesengesellschaften eingebracht, die aus unterschiedlichen Mooren des Alpenvorlands entnommen wurden :

- bereits schwach gestörtes Davallseggenried in Kombination mit einem Kopfbinsenried,
- wechselfeuchte, leicht bodensaure Pfeifengraswiese.

Das Ziel bestand hier vor allem in der Demonstration naturbetonter Lebensräume im Rahmen der IGA 1983*. Zur Sicherstellung der erforderlichen Grundwasserstände wurde über Bitumenuntergrund ein Rohrleitungssystem installiert, das allerdings heute anscheinend nicht mehr wie vorgesehen funktioniert.

Waren 1983 noch fast alle charakteristischen Pflanzen der oben genannten Gesellschaften nachzuweisen, nahm die Zahl der blühenden Exemplare von *Gentiana acaulis* und *G. asclepiadea*, *Primula farinosa*, *Eriophorum latifolium* usw. von Jahr zu Jahr erheblich ab. Blühende Individuen von *Primula farinosa*, *Scorzonera humilis* und *Gymnadenia conop-*

* Internationale Gartenschau

sea wurden letztmalig 1986, von *Dactylorhiza majalis* und *Eriophorum latifolium* letztmalig 1988 nachgewiesen. 10 Jahre nach der Verpflanzung hat sich der Bestand größtenteils in eine Mädesüß-Hochstaudenflur, z.T. eine ruderale Ackerkratzdistelflur umgewandelt. Kleinflächig kommen als Begleiter noch die Horstbildner *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* vor, im übrigen sind neben zahlreichen Nährstoffzeigern (z.B. *Epilobium hirsutum*) nur noch MOLINIETALIA-Ordnungskennarten wie z.B. *Sanguisorba officinalis* und vereinzelte Großseggen (z.B. *Carex gracilis*) nachzuweisen.

2.5.2 Chancen und Grenzen von Wiederherstellung und Neuanlage (Bearbeitet von B. Quinger)

In diesem resümierenden Überblick zum Kapitel "Wiederherstellung und Neuanlage" werden die Chancen und Grenzen genannt, die in Abhängigkeit von Ausgangssituation und ausgewählter Methode für die Regeneration und Neuschaffung von Streuwiesen bestehen. Unter der Maßgabe, daß es sich bei den zur Wahl gestellten Restitutions- und Neuschaffungs-Arealen um potentielle Streuwiesenstandorte handelt, hängen die Erfolgsaussichten grundsätzlich zunächst einmal von der **Nähe und Qualität zu benachbarten Streuwiesen (1)**, vom **Vorrat an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (2)** sowie vom **hydrologischen Zustand des in Aussicht genommenen Standorts (3)** ab.

1) Nähe und Qualität von benachbarten Streuwiesen

Um eine günstige Prognose stellen zu können, müssen Streuwiesenrestartenpotentiale noch in möglichst enger Benachbarung vorkommen, nach Möglichkeit sogar an das Flurstück angrenzen, auf dem die Restitution vorgenommen werden soll. Uns ist kein Beispiel bekannt geworden, daß sich bei Verzicht von gezielten Diasporen-Einbringungen eine auch nur streuwiesenartige Vegetation auf einer Fläche regeneriert bzw. neugebildet hat, die keine engen räumlichen Kontakte zu noch vorhandenen Streuwiesenresten aufweist. Liegt dieser räumliche Zusammenhang nicht vor, so können mittels Ferntransport von Diasporen auf natürliche Weise allenfalls einige anemochore und vielleicht auch vogelverbreitete Arten einwandern. Ansonsten kann nur über gezieltes Einbringen von Diasporen-Material zum richtigen Zeitpunkt (d.h. wenn die Konkurrenzverhältnisse eine Etablierung gestatten) sowie über eventuelle Seedbank-Vorräte im Boden eine Ansiedlung von Streuwiesenarten auf der Renaturierungsfläche stattfinden.

Unter den Streuwiesenarten sind nach MAAS (1987) lediglich die Seggen- und die Binsenarten zur Ausbildung eines langfristigen Samenpotentials in der Lage. Zahlreiche Arten der Streuwiesen zeichnen sich durch ein kurz- oder mittelfristiges Samenpotential aus. Den Samen der meisten Streuwiesenarten kommt somit eher Ausbreitungsfunktion als Überdauerungsfunktion zu (SCHOPP-GUTH 1993: 129). Das Rostrote Kopfried beispielsweise ver-schwindet im Samenpotential in einer gedüngten

Wiese in dem Maße, wie es in der Vegetation zurücktritt (SCHOPP-GUTH 1993: 129). Will man ehemalige Streuwiesen nach mehreren Jahren intensiver Bewirtschaftung regenerieren, so kann nur mit einer geringen Erneuerungsfähigkeit aus der Samenbank gerechnet werden.

Sicher ist: Je länger die Umwandlung einer vormaligen Streuwiese in Wirtschaftsgrünland oder in einen Fichtenforst zurückliegt, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, noch keimfähiges Samenmaterial von Streuwiesenarten im Boden vorzufinden. An den Standorten, an denen heute eine Streuwiesen-Regeneration ins Auge gefaßt wird, reicht die Zerstörung der vormaligen Streuwiese zumeist bis mindestens in die frühen 80er Jahre, oft bis in die 50er Jahre oder noch weiter zurück. Woraus folgt: Die Re-Etablierung von Streuwiesenarten über die Samenbank wird zu einem zunehmend unwahrscheinlichen Ereignis!

2) Pflanzenverfügbare Nährstoffvorräte des in Aussicht genommenen Standorts

Mesotrophe oder gar oligotrophe Streuwiesentypen können sich erst einstellen, wenn die Nährstoffvorräte im Boden nur noch eine Phytomasse-Produktion von maximal 3,5 - 4 t TS/ha und Jahr zulassen. Zuvor müssen die pflanzenverfügbaren Nährstoffe dem Boden entzogen werden. Eine Schlüsselrolle fällt in diesem Zusammenhang dem P- und dem K-Gehalt zu (vgl. Kap. 2.5.1.1.2, S. 243).

Je geringer das Sorptionsvermögen des auszuhergernden Bodens, desto besser stehen die Chancen, die Nährstoffvorräte in kurzer Zeit auf Streuwiesenniveau zu reduzieren. Handelt es sich um einen Hochmoorboden oder einen nicht-durchschlickten Niedermoorboden, so ist nach KAPFER (1988: 124) die Aushagerung auf das Ertragsniveau oligotropher bis mesotropher Streuwiesen innerhalb von 1-5 Jahren zu erwarten, da diesen Böden aufgrund geringer nutzbarer Austauschkapazität keine Bevorratung von Kalium und Phosphor möglich ist und deshalb K und P leicht ausgewaschen werden können.

Ist dagegen ein durchschlickter Niedermoorboden als Renaturierungsstandort vorgesehen, so ist die Dauer der Aushagerung vom Gehalt an Ton und Feinschluff (Durchschlickungsgrad), von der Art und Menge der vorangegangenen Düngung und der Höhe des Entzugs durch Mahd und Auswaschung abhängig, da die zugeführten Nährstoffe (P/K) durch Adsorption an Tonminerale gespeichert und nach und nach wieder den Pflanzen verfügbar gemacht werden können (KAPFER 1988: 124).

3) Der Wasserhaushalt des Standorts

Die Renaturierung bestimmter Streuwiesentypen ist nur möglich, wenn es gelingt, auf den dafür vorgesehenen Flächen den spezifischen (Grund)Wasserhaushalt dieses Streuwiesentyps wiederherzustellen (vgl. Kap. 1.3.2.3). Das Aufstauen des Grundwasserspiegels empfiehlt KAPFER (1988: 124) bei Grünland-Renaturierungsflächen erst zu einem Zeitpunkt, an dem die Aushagerung bis auf das Niveau mesotropher Streuwiesen von 3,5 bis 4 t TS/ha und Jahr fortgeschritten ist. Neben dem Ent-

zug mit dem Mähgut treten in organischen, nicht durchschlickten Böden besonders bei Kalium beträchtliche Nährstoffverluste durch Auswaschung auf. Diese nehmen mit der Niederschlagshöhe und der Zahl an Starkregenereignissen zu. Die Aushagerung des Bodens kann dadurch beschleunigt werden, indem die Funktion des Entwässerungssystems vorläufig noch aufrecht erhalten bleibt.

Auf der Basis dieser Prämissen wird nachfolgend angegeben, welche Konstellationen für relativ günstige Regenerations- und Neuschaffungschancen sprechen und für welche dies nicht gilt (Kap. 2.5.2.1, S. 254). Das zweite Unterkapitel 2.5.2.2 (S. 256) beschäftigt sich abschließend mit der Frage, ob Streuwiesen im Zusammenhang mit Eingriffsbewertungen als wiederherstellbar gelten können oder nicht.

2.5.2.1 Regenerationschancen und Erfolgsaussichten für die Neuanlage von Streuwiesen in Abhängigkeit von der Ausgangssituation und möglichen Methoden

2.5.2.1.1 Wiederherstellung von Streuwiesen aus Wirtschaftsgrünland

Es versteht sich von selbst, daß die Regenerationschancen um so günstiger zu bewerten sind, je geringer die zwischenzeitliche Aufdüngung ausfiel. Günstige Ausgangsbedingungen für Wiederherstellungsbestrebungen durch ein Aushagerungsmanagement liegen vor, wenn sich auf der in Frage kommenden Fläche noch Streuwiesenarten nachweisen lassen.

Auf ein noch vorhandenes Potential an Streuwiesenarten deuten im intensivierten Feuchtgrünland folgende Arten hin. Zu ihnen gehören insbesondere :

<i>Allium angulosum</i>	Kanten-Lauch
<i>Allium carinatum</i>	Gekielter Lauch
<i>Bromus erectus</i>	Aufrechte Trespe (trock. Streuwiesen)
<i>Carex flava</i> agg.	Artengruppe der Gelben Segge
<i>Carex nigra</i>	Braune Segge
<i>Carex panicea</i>	Hirse-Segge
<i>Carex tomentosa</i>	Filz-Segge
<i>Cirsium tuberosum</i>	Knollen-Kratzdistel
<i>Crepis mollis</i>	Weicher Pippau
<i>Dianthus superbus</i>	Pracht-Nelke
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	Wiesen-Augentrost
<i>Festuca ovina</i> agg.	Artengruppe des Schafschwingels
<i>Festuca rubra</i> agg.	Artengruppe des Rotschwingels
<i>Filipendula vulgaris</i>	Gewöhnliches Mädesüß
<i>Galium boreale</i>	Nordisches Labkraut
<i>Galium uliginosum</i>	Sumpflabkraut
<i>Juncus acutiflorus</i>	Spitzblütige Binse
<i>Juncus alpino-articulatus</i>	Alpen-Binse

<i>Juncus subnodulosus</i>	Knoten-Binse
<i>Leontodon hispidus</i>	Rauher Löwenzahn
<i>Linum catharticum</i>	Purgier-Lein
<i>Lotus corniculatus</i>	Hornklee
<i>Luzula campestris</i>	Feld-Hainsimse
<i>Luzula multiflora</i>	Vielblütige Hainsimse
<i>Molinia arundinacea</i>	Rohr-Pfeifengras
<i>Molinia caerulea</i>	Blaues Pfeifengras
<i>Orchis morio</i>	Kleines Knabenkraut
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpferzblatt
<i>Phyteuma orbiculare</i>	Schopfige Teufelskralle
<i>Polygala amarella</i>	Sumpfl-Kreuzblume
<i>Potentilla erecta</i>	Aufrechtes Fingerkraut
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Großer Wiesenknopf
<i>Selinum carvifolia</i>	Kümmel-Silge
<i>Serratula tinctora</i>	Färberscharte
<i>Stachys officinalis</i>	Heilziest
<i>Succisa pratensis</i>	Teufelsabbiß
<i>Trifolium montanum</i>	Berg-Klee
<i>Trollius europaeus</i>	Trollblume
<i>Valeriana dioica</i>	Zweihäusiger Baldrian
<i>Viola palustris</i>	Sumpfl-Veilchen

Sind MOLINION-Arten und Arten der Kleinseggenrieder in Wirtschaftsgrünland-Flächen noch feststellbar, so ist die Hoffnung berechtigt, mit der Herbeiführung von Nährstoffentzügen den Anteil der Streuwiesenarten allmählich wieder erhöhen zu können.

Lassen sich Streuwiesenarten i.e.S. nicht mehr in der zur Wahl stehenden Aushagerungsfläche nachweisen, so kann das Vorkommen der in Artengruppe 4 des Kap. 2.3.2.1 (S. 226) aufgeführten Arten einen Fingerzeig auf ein nicht allzuohohes Eutrophierungsniveau geben. Wir erwähnen an dieser Stelle noch einmal die optisch auffälligen Arten wie *Achillea ptarmica*, *Campanula rotundifolia*, *Centaurea jacea*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Colchicum autumnale*, *Knautia arvensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Rhinanthus*-Arten, *Stellaria graminea* sowie die Gräser *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis tenuis* und *Festuca rubra*.

Fehlen auch die Halbfettwiesen-Arten vollständig und liegen zudem edaphische Verhältnisse vor, die auf ein hohes Sorptionsvermögen des Oberbodens schließen lassen (lehmig-toniger Boden), so besteht keine begründete Aussicht auf das Erreichen eines streuwiesenartigen Zustandes in überschaubaren Zeiträumen. Eine derart beschaffene Extensivierungsfläche vermag jedoch bei bestimmten räumlichen Konstellationen immer noch wertvolle Dienste für naturschutzbezogene Konzeptionen zu leisten, zum Beispiel als Pufferfläche für benachbarte, wertvolle Streuwiesenrestflächen.

Die Erfolgsaussichten, Aushagerungserfolge zu erzielen, sind bei einem dreischürigen Mahd-Management erheblich größer als bei einem zweischürigen (vgl. KAPFER 1988: 127). Die Ertragsabschöpfungen liegen deutlich höher, die Nährstoffentzüge mutmaßlich sogar erheblich über den Werten, die bei zweischüriger Mahd erzielt werden können. Der

dreimalige Schnitt (Mitte Juni, Ende Juli, Anfang Oktober) öffnet und lockert zudem stärker die Grasnarbe, so daß die Ansiedlungschancen für einwandernde beziehungsweise aufkeimende Arten wesentlich verbessert werden. Bei zweimaliger Mahd ergeben sich wesentlich höhere Ernteabschöpfungen bei der Kombination Frühsommer + Herbstmahd als bei der Kombination Hochsommer + Herbstmahd. Einschürige Mahd ist zur Aushagerung anscheinend wenig effektiv und scheidet als Managementform zur Regeneration von Streuwiesen ausgehend von halbfettwiesen- oder fettwiesenartigen Beständen solange aus, bis das Ertrags-Niveau einer Streuwiese (3,5 - 4 t TS/ha und Jahr) erreicht ist.

Inwieweit auf Feuchtgrünlandflächen Nährstoffauslagerungen durch Beweidung erfolgen können, ist unbekannt. Selbst bei Pferchung außerhalb der Regenerations-Flächen verbleiben die Aushagerungen wohl in einem wesentlich niedrigeren Rahmen als bei zwei-, ja selbst bei einschüriger Mahd. Die Beweidung dürfte allerdings mehr als es die Mahd vermag, die Schaffung von offenen Bodenstellen begünstigen, wodurch die Neuansiedlungschancen von Magerzeigern u. dgl. sehr verbessert werden.

2.5.2.1.2 Wiederherstellung von Streuwiesen aus Brachen

Verfilzung

Verfilzte Brachen mit Restbeständen der Streuwiesen-Grundartengarnitur lassen sich nach Wiederaufnahme der herbstmahd binnen ca. 5-10 Jahren wieder in einen Zustand versetzen, bei dem niedrigwüchsige Rosettenpflanzen wie die Mehl-Primel auffällige Aspekte bilden. Selbst stark verbultete Pfeifengras- und Kopfried-Bestände können nach einem solchen Zeitraum wieder weitgehend eben sein und hohe Dichten an konkurrenzschwachen Arten aufweisen, die bei Brache benachteiligt werden.

Eine Beweidung verfilzter Pfeifengraswiesen-Brachen mit Galloway-Rindern kann ebenfalls binnen 5-6 Jahren einen weitreichenden Regenerationseffekt hervorrufen. Als besonders wirksam haben sich frühzeitige Hauptweidezeiträume (Ende Mai bis Ende Juni) kombiniert mit spätsommerlichen bis frühherbstlichen Nachbeweidungen erwiesen (Beweidungen von *Molinia*-Brachen im Betriebsgelände Hartschimmelhof bei Pähl mit Galloway-Rindern, Eigenbeobachtung).

Verhochstaudung mit FILIPENDULION-Arten

Eine weniger günstige Prognose für eine Wiederherstellung des Ausgangszustandes kann gestellt werden, wenn stark verhochstaudete Brachen regeneriert werden sollen. Die FILIPENDULION-Hochstauden lassen sich durch einen sommerlichen Schnitt zwar in wenigen Jahren wieder zurückdrängen; die durch die Verhochstaudung verursachte Auteutrophierung (vgl. Kap. 2.2.1.2.3, S. 220) ermöglicht allerdings die Ansiedlung von Arten des intensiv genutzten Feuchtgrünlandes. Mit Durchführung der herbstmahd nach Rückdrängung der

Hochstauden allein lassen sich die Grünlandarten über viele Jahre hinaus nicht verdrängen, da die erneute Aushagerung sehr zögerlich verläuft.

Verhochstaudungen mit Goldruten

Verdrängungserfolge bei der Bekämpfung der Goldruten-Verhochstaudungen sind bei Durchführung eines im Juli und Ende September durchgeführten Doppelschnitts möglich. Fällt die zweite Mahd auf den Herbst, so sind die nachteiligen Auswirkungen für die Streuwiesenpflanzen nach EGLOFF (1986: 161) geringer, als wenn der zweite Schnitt bereits Ende August stattfindet.

Verschilfte Brachen

In verschilften Überflutungs-Streuwiesen läßt sich durch mehrjährigen sommerlichen Schnitt das Schilf stark schwächen und sich die rasige Struktur einer Steifseggen-Streuwiese mit geringem Schilfanteil wiederherstellen.

2.5.2.1.3 Wiederherstellung von Streuwiesen aus verbuschten, verwaldeten und aufgeforsteten Flächen

Die Abräumung von Aufforstungen gestattet eine vergleichsweise günstige Prognose, solange das Kronendach verhältnismäßig licht ist und in der Krautschicht noch Streuwiesenarten vorhanden sind. Eine hohe Bodennässe dürfte die Rückentwicklung eines streuwiesenartigen Bestands begünstigen, wenn nach der Abräumung umgehend die alljährliche Herbstmahd aufgenommen wird.

Zu den Regenerationschancen von streuwiesenartigen Vegetationsbeständen auf Abräumungsflächen, auf denen bereits geschlossene, den Boden stark beschattende Aufforstungen entfernt wurden, sind nur Spekulationen möglich, da bisher keine einschlägigen Versuche vorgenommen wurden. Es versteht sich von selbst, daß die Chancen auf einen befriedigenden Renaturierungserfolg um so günstiger ausfallen, je früher derartige Aufforstungen entfernt werden.

2.5.2.1.4 Neuanlage

Oberbodenabtrag zur Beschleunigung der Aushagerung

Der von KAPFER (1988) praktizierte und experimentell untersuchte Abtrag der obersten 4 cm des Bodens beschleunigte die Renaturierung des Feuchtgrünlandes in Richtung streuwiesenartiger Vegetationsbestände in nicht erkennbarer Weise gegenüber der reinen Aushagerungsmahd. Zwar konnten durch flaches Bodenabheben teilweise beträchtliche Nährstoffentzüge (bis 40% des Vorrats im Oberboden) herbeigeführt werden (KAPFER 1988: 113). Allerdings waren die Gesamtvorräte bei diesen Böden ohnehin so niedrig, daß die dadurch erreichten Entzüge letztlich nicht ins Gewicht fielen.

Als die Hauptnutznier der "Bodenabhebens" erwiesen sich eutraphente Binsenarten wie *Juncus articulatus* und *J. effusus* sowie *Ranunculus repens*, anschließend stellte sich nach KAPFER (1988: 120)

die vormalige Vegetation wieder ein. Legt man für die Beurteilung des "Bodenabhebens" das Verhältnis von finanziellem Aufwand und fachlichem Ergebnis zugrunde, so wird die Bedeutungslosigkeit dieses Verfahrens für die künftige Renaturierungspraxis von Feuchtröhricht-Standorten deutlich.

Bereitstellung von Grundwasser-beeinflußten, nährstoffarmen Rohboden-Standorten durch Abschiebung der obersten Bodenschichten

Das Abschieben der obersten Bodenschichten bis auf Grundwasser-führende Schichten und eine anschließende Mahdgut-Aufbringung führten im Dachauer Moos zur Ansiedlung einzelner MOLINION- und CARICION DAVALLIANAE-Arten auf den bereitgestellten Rohbodenflächen. Auf den freigelegten Rohböden konnte erwartungsgemäß auch fünf Jahre nach der Biotop-Neuschaffungsmaßnahme noch keine Rede von einer Stabilisierung der Vegetationsdecke sein. Eine endgültige Bewertung wäre daher verfrüht. Auf der neuangelegten Fläche traten von Anfang an die unduldsamen Polykormon-Pflanzen *Calamagrostis epigejos* und *Solidago gigantea* auf und schränkten die Etablierungschancen der Streuwiesenpflanzen drastisch ein. Auf den Abschiebeflächen neigen zudem Weidenarten wie *Salix purpurea* sowie verschiedene Ruderalisierungszeiger zur Massenausbreitung, an Naßstellen zeigen besonders *Juncus*-Arten wie *J. articulatus* ein derartiges Verhalten.

Vergegenwärtigt man sich wiederum das Verhältnis von Aufwand und Ergebnis, so zeigt sich, daß allenfalls extreme Defiziträume für derartige "Streuwiesen-Neuanlage-Versuche" als Beitrag zur Erhaltung von Streuwiesenarten in Frage kommen.

Renaturierung von Quellmoor-Standorten

Die Neuanlage von Lebensräumen, in denen einzelne Arten der quelligen Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder Existenzmöglichkeiten vorfinden, ist unter folgenden Voraussetzungen vorstellbar:

- Bodenabtrag bis zu grundwasserleitenden Schichten, die ein bewegtes Grundwasser führen, so daß ein quelliger, ständig durchspülter Standort entsteht.
- Ausbringung von Diasporenmaterial der gewünschten Arten.

Inwieweit wenigstens für einige Quellmoor-Arten auf diese Weise tatsächlich taugliche Ersatzlebensräume geschaffen werden können, ist vorläufig noch ungeklärt. Wichtig für einen möglichen Erfolg ist eine möglichst geringfügige Belastung des Grundwassers mit Nährstoffen. Unbeabsichtigt sind allerdings an mehreren Stellen in Südbayern im Bereich von Naßbaggerungen quellmoorartige Lebensgemeinschaften geschaffen worden (vgl. OTTO 1992), die offenbar mindestens ein bis zwei Jahrzehnte Bestand hatten.

Transplantation und Replantation

Bei der **Transplantation** von Streuwiesen bestehen nach den bisherigen Erfahrungen selbst bei sorgfältiger Vorgehensweise erhebliche Risiken, die wohl in erster Linie darauf zurückzuführen sind, daß die

Grundwasserverhältnisse nicht genau auf die anzusiedelnden Vegetationstypen abgestimmt werden (können). Nach Untersuchungen von KLÖTZLI (1969) können schon geringfügige Änderungen des Grundwasserstands um ca. 1 dm und der Schwankungsbreite die Entwicklung anderer Assoziationen begünstigen.

Ein zu niedriger Grundwasserstand erhöht die durch den Verpflanzungsvorgang ohnehin schon aktivierte Mineralisationsrate des Niedermoor torfs und begünstigt die Ausbreitung der sich zumindest auf den Nahtstellen unweigerlich ansiedelnden Störzeiger. Bei einem zu hohen Grundwasserstand setzen sich Röhrichtarten und/oder Großseggen verstärkt durch.

Ein überraschend gutes Ergebnis zeigt die Verpflanzung eines Schneidriedbestands am Weißensee (OAL). Nach dreijähriger Entwicklungsdauer haben sich keine Störungs- bzw. Eutrophierungszeiger in dem auf sehr nassen, teilweise überstauten oligotrophem Standort transplantierten Bestand entfalten können.

Im übrigen ist in Bayern kein seit wenigstens 5 Jahren verpflanzter Streuwiesenbestand bekannt, der nicht massiv von Hochstauden, Land-Reitgras, Acker-Kratzdistel, Wasserdost u. dgl. durchsetzt ist und damit kaum mehr als Pfeifengraswiese anzusprechen ist. Dies stimmt mit den Erfahrungen von SCHWICKERT (1992) überein, der nährstoffarme, nasse oder wechselfeuchte Lebensräume als "schlecht verpflanzbar" einstufte. Das Demonstrationsbeispiel "IGA- Feuchtbiotop", das zumindest 1982/1983 eine gewisse Vorreiterrolle einnahm, kann nun nach 10-jähriger Entwicklung endgültig als Mißerfolg gelten.

Die wenigen vorliegenden, aufgrund kurzer Beobachtungszeiten gewonnenen Ergebnisse erlauben noch keine allgemeingültige Bewertung von Transplantationen. Die "Experimentalphase" ist noch lange nicht überwunden. Jedenfalls lassen sie keinen Schluß auf eine problemlose, kalkulierbare "Machbarkeit" von Streuwiesenverpflanzungen zu, von den immensen Kosten ganz zu schweigen.

Für die Transplantation gilt noch mehr als für das Bodenabschieben: das Verhältnis von Aufwand und Ergebnis ist letztlich so unbefriedigend, daß diesem Instrument für die praktische Landschaftspflege in Zukunft wohl keine Bedeutung zukommen wird.

2.5.2.2 Ist die vollwertige Wiederherstellung von Streuwiesen an neuer Stelle möglich?

Bisher sind keine Methoden bekannt, die die vollwertige Wiederherstellung und Neuanlage der MOLINION-, CARICION DAVALLIANAE- oder CARICION FUSCAE-Gesellschaften in Zeiträumen von 30-50 Jahren gewährleisten können.

Große Schwierigkeiten ergeben sich schon bei der Renaturierung des Standorts. Durch Entwässerung stark degradierte, gesackte und verpuffte Moorbö-

den lassen sich nicht mehr in den vormaligen Zustand zurückversetzen, so daß nur +/- schwach veränderte (ehemalige) Streuwiesenstandorte für ein Renaturierungsvorhaben in Frage kommen. Handelt es sich um tonige Standorte, so dauert die notwendige Aushagerung zu lange, um in überschaubarer Zeit einen geeigneten Standort für eine "Neuschaffung" anbieten zu können.

Lediglich Streuwiesenstandorte wie tonarme Moorböden sind in relativ kurzer Zeit auf ein Niveau aushagerbar, das für Streuwiesen charakteristisch ist. Sehr große Schwierigkeiten ergeben sich zudem bei der Ansiedlung von Streuwiesenarten auf derartigen Renaturierungsflächen. Über die Samenbank können sich nur Arten mit einem langfristigen Samenpotential wieder etablieren, sofern die "Neuschaffungs- oder Wiederherstellungsmaßnahme" auf einem ehemaligen Streuwiesenstandort stattfindet. Nach dem bisher vorliegenden Kenntnisstand können die Samenbanken offenbar nur einen geringen Beitrag für die (Wieder)Ansiedlung von Streuwiesenarten auf Renaturierungsflächen leisten. Ebenso ergeben sich bei einer großen Zahl von Streuwiesenarten Probleme bei der Samenausbreitung über große Entfernungen. Bei vielen Arten beschränkt sich die Samenverbreitung auf eine Umgebung von wenigen Metern um die Mutterpflanze (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B). Aus diesem Befund ergibt sich, daß die für eine tatsächliche Wiederherstellung erforderliche Zuwanderung von Arten allenfalls für Flächen erwartet werden kann, die unmittelbar an intakte Streuwiesen angrenzen.

Heublumenverbringungen können dem nur bedingt abhelfen. Viele Organismen, insbesondere Kleintierarten, lassen sich auf diese Weise nicht auf einen neugeschaffenen Standort übertragen. Zudem existieren dort häufig nicht die adäquaten Vernetzungen zu Nachbarlebensräumen. Bei zahlreichen Streuwiesen ist es prinzipiell unmöglich, sie in ihren charakteristischen und oft wertbestimmenden Artenkombinationen wiederherzustellen. Bei der Herausbildung der Artenkombinationen spielten neben dem Standortfaktor die geographische Einbindung in die umgebende Landschaft (= Raumfaktor) sowie die Biotopgeschichte (= Zeitfaktor) eine maßgebliche Rolle (vgl. Kap. 1.4.1.7). Die Einflüsse des Raum- und des Zeitfaktors, die die Streuwiesen-Lebensgemeinschaft prägen, lassen sich auf andere Standorte meist nicht übertragen. Eine vollständige Wiederherstellung einer Streuwiese ist an anderer oder auch an derselben Stelle, nachdem sie einmal zerstört worden ist, nicht möglich.

2.6 Vernetzung und Biotopverbund

(Bearbeitet von B. Quinger)

Die Verwendung der Begriffe "**Vernetzung**" und "**Verbund**" richtet sich nach den von HEYDEMANN (1988: 9 ff.) entwickelten Definitionen.

- **Verbund** bedeutet den flächenhaften oder räumlichen Kontakt von Lebensräumen, die miteinander sowohl in Längs- wie in Querrichtung in

Beziehung stehen können. Bei einem **direkten Verbund** stoßen die beiden Biotope unmittelbar aneinander an. Von einem **indirekten Verbund** kann man sprechen, wenn Ökosysteme/Biotope im Arten-Austausch stehen, sich aber nicht in einem direkten, räumlichen Kontakt befinden. Vereinfacht gesagt handelt es sich bei einem Verbund um den "**Kontakt von Biotop zu Biotop oder von Ökosystem zu Ökosystem**" (HEYDEMANN 1988: 9).

- Der Begriff **Vernetzung** hingegen bezieht sich auf die funktionalen Beziehungssysteme zwischen pflanzlichen und tierischen Organismen, die sich im Verlauf der Evolution von Ökosystemen herausgebildet haben. Die Vernetzung zwischen einem Kalkflachmoor und einem Kalkmagerrasen beispielsweise stellt nichts anderes dar als "**den Kontakt zwischen den Organismen dieser Ökosysteme**" HEYDEMANN (1988: 9). Die Gestaltung dieses Beziehungsgeflechtes beruht auf den autökologischen und synökologischen Potenzen ihrer Teilnehmer.

Die Verwendung der Begriffe "**Vernetzung**" und "**Verbund**" in diesem Sinn hat folgende Konsequenzen: Die **Vernetzung**, die sich zwischen zwei Ökosystemen ausbildet, hängt von der Ähnlichkeit dieser Ökosysteme zueinander ab und ist somit dem planerischen Zugriff nicht zugänglich. Die Beziehungen, die sich zwischen den Organismen bei einem (direkten oder indirekten) **Verbund** zweier Biotope einstellen können, sind weitgehend determiniert, wie zum Beispiel blütenökologische Bindungen zwischen Pflanzen- und Insektenarten. **Die Vernetzung stellt somit - im Gegensatz zum Biotopverbund - kein Instrument der Pflege- und Entwicklungsplanung dar.**

Durch den **Verbund** läßt sich das **Vernetzungspotential** zwischen zwei Biotopen realisieren: Die maximale Vernetzung stellt nichts anderes dar als ein völliges Ineinanderaufgehen der verbundenen Biotope: Sie geschieht (zumindest theoretisch), wenn zwei gleichartige Biotope **direkt miteinander verbunden** werden. Dagegen sind zwei Biotope mit einem minimalen Vernetzungspotential auch bei direktem Verbund kaum oder sogar gar nicht miteinander vernetzt wie zum Beispiel eine Pfeifengraswiese mit einem asphaltierten Platz.

Jede Naturschutz-Strategie zielt auf den Verbund von Biotoptypen ab, die sich gut miteinander vernetzen und zugleich aus Naturschutzsicht wertvoll sind. **Es ist daher das Grundanliegen einer Verbundplanung, den Verbund von solchen Biotoptypen zu fördern, die sich im Artenaustausch sinnvoll ergänzen können.**

Nachfolgend wird zunächst die Notwendigkeit des Biotopverbundes im Hinblick auf Streuwiesen-Erhaltung ausgehend von Überlegungen zur Inseltheorie begründet (vgl. [Kap. 2.6.1](#), S. 258).

Anschließend erfolgt eine Übersicht der Lebensraumtypen, von denen man sich günstige Vernetzungswirkungen mit Streuwiesen erwarten kann ([Kap. 2.6.2](#), S. 261).

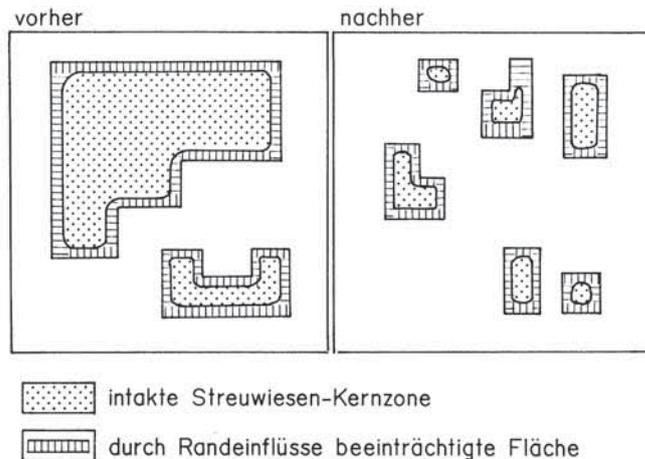


Abbildung 2/11

Flächenverlust an intakter Streuwiese und relative Zunahme an beeinträchtigte Streuwiese durch Randeinflüsse aufgrund Lebensraumverinselung bzw. Zersplitterung

Das dritte Unterkapitel (Kap. 2.6.3, S. 265) beschäftigt sich mit dem Problem, wie ein Verbund beschaffen sein muß, um das Vernetzungspotential zwischen zwei Streuwiesen oder einer Streuwiese und einem "verwandten" Lebensraumtyp möglichst auszuschöpfen.

2.6.1 Die Notwendigkeit des Biotopverbundes als Konsequenz der Verinselung und der Isolation von Streuwiesen-Lebensräumen

Die Mehrzahl der heute in Bayern noch vorkommenden Streuwiesen stellen Restflächen ehemals viel ausgedehnter Vorkommen dar. Mit der Schrumpfung der Streuwiesen-Lebensräume ist zugleich eine starke Zersplitterung einhergegangen. Auf die sich aus Schrumpfung und Zersplitterung ergebenden Gefährdungen wurde bereits in Kap. 1.11.3.7 eingegangen und Artenverluste vorausgesagt, die sich aus theoretischen, der Inseltheorie entstammenden Überlegungen herleiten. Mit dem Begriff "**Verinselung**" wird zum Ausdruck gebracht, daß eine Lebensgemeinschaft nicht mehr in ökologische Verflechtungen integriert ist, die sich theoretisch "unendlich" weit in den Raum verfolgen lassen, sondern vielmehr auf eine quasi inselartige Fläche zurückgedrängt ist. Eine ausführliche allgemeine Darstellung der Inseltheorie ist bei JEDICKE (1990: 51ff.) nachzulesen, in geraffter Form wird sie innerhalb des LPK im Band II.1 "Kalkmagerrasen" wiedergegeben.

Sowohl Abnahme der mittleren Flächengröße als auch Vergrößerung des Abstands der Flächen zueinander sind dafür verantwortlich, daß die auf natürliche Populationsdynamik zurückzuführende Abwanderung lebensraumtypischer Tier- und Pflanzenarten durch die Zuwanderung aus gleichartigen oder ähnlichen Nachbarbiotopen nicht mehr kompensiert wird (MADER 1980: 92). Die von Standortspezialisten (relativ stenöken Niedermoorarten) besiedelbare bzw. als Reproduktionshabitat nutzbare Fläche nimmt im Vergleich zur Gesamtlebensraumfläche überproportional ab, weil die durch exogene Störungen beeinflusste Randzone einen zunehmend größeren Flächenanteil einnimmt Die Abb. 2/11, S. 258

zeigt unterschiedliche Grade der Zersplitterung bzw. Verinselung von Streuwiesen-Lebensräumen.

Die Randzonen-Überformung wirkt sich bei "Insel-Biotopen", die standörtlich den Agrarflächen ähnlich sind (ähnliche edaphische Verhältnisse usw.), in der Nährstoffversorgung jedoch stark von diesen abweichen, besonders kraß aus. Alle oligotrophen, jedoch hinsichtlich des Wasserhaushaltes nicht extremen Lebensgemeinschaften werden bei Eutrophierung den umgebenden Agrarflächen so "ähnlich", daß die Organismen des "Agrarflächenmeeres" die immer stärker ihren "Inselcharakter" verlierende Restfläche überschwemmen können. Zuwanderungen von Arten in verinselte Streuwiesen erfolgen somit hauptsächlich über biotopfremde Arten. Zuwanderungen von streuwiesenspezifischen Arten und von Arten streuwiesenverwandter Lebensraumtypen spielen in stark isolierten Streuwiesen heute vermutlich nicht einmal mehr eine marginale Rolle. Umgekehrt läßt sich auf den geschrumpften und zersplitterten Streuwiesen jedoch ein steter Rückgang der biototypischen Streuwiesenarten nachweisen, ein Gleichgewicht zwischen Zu- und Abwanderung von Streuwiesenarten hat sich noch nicht eingestellt.

Worin liegen die Ursachen ? Vor allem Streuwiesen, die heute Reste ehemals großflächiger, oft noch um 1950 zusammenhängender Streuwiesen-Lebensräume darstellen, beherbergen mutmaßlich immer noch wesentlich mehr Streuwiesenarten, als dies nach Einstellung des neuen Gleichgewichtszustandes der Fall sein wird. Es liegt auf der Hand, daß nach den Radikalschrumpfungen der Streuwiesen-Lebensräume der großen Stromtäler oder der Münchener Ebene (vgl. Kap. 1.11.1.1 und 1.11.1.2) weitere Artenverluste auf den Restflächen zu erwarten sind, die oft nur wenige Promille des vormaligen Bestandes umfassen. Das Verschwinden von Streuwiesenarten auf den verbleibenden Restflächen unterbleibt theoretisch nur bei Einhaltung des notwendigen **Minimumareals** der einzelnen Arten. Für Insekten der Streuwiesen wie Heuschrecken, wird 1 Hektar als Minimumareal angegeben (vgl. RIESS 1988: 105). Dieser Wert darf allerdings nicht mit dem Mini-

mumareal der Lebensgemeinschaft "Streuwiesen" gleichgesetzt werden.

Schon empirische Erfahrungen sprechen dafür, daß zumindest für die ehemals als "Großflächenbiotop" (vgl. HEYDEMANN 1988: 17) verbreiteten Streuwiesen-Lebensräume, wie die Überflutungstreuwiesen entlang der Flußläufe und in den Seeriedern, viel höhere Minimumareale angenommen werden müssen. Die Erhaltung von Singvogelarten wie Wiesenpieper oder Braunkehlchen verlangt mindestens 80-100 Hektar große Flächen mit geeigneter Habitatstruktur, wenn man wie REICHHOLF (1988: 23) dieses Flächenmaß als Mindestgrundstock für die Erhaltung von Singvogelpopulationen ansetzt. Großvögel der Streuwiesen-Lebensräume benötigen noch größere Mindestareale. Für eine Brachvogel-Population, die mindestens 10 Brutpaare umfassen soll, wird ein Minimumareal von 250 Hektar angesetzt, für lebensfähige Birkhuhn-Populationen (umfaßt ca. 50 Brutpaare) werden sogar 2500 Hektar veranschlagt (vgl. RIESS 1988: 105 f.). HEYDEMANN (1988: 17) rechnet deshalb für "Großflächenbiotop" wie "Feuchtwiesen und Moore" mit Minimum-Flächenansprüchen von 200 - 1.000 Hektar.

Beanspruchen Brachvogel und Birkhuhn ein großes Mindestareal zur Ausbildung lebensfähiger Populationen, so kommen andererseits einige sehr seltene Pflanzenarten der Streuwiesen-Lebensräume anscheinend mit Raumansprüchen aus, die sogar weniger als ein Hektar umfassen, das für viele Insektenarten als Mindestgrundstock angesetzt wird. Dies trifft offenbar für reliktsche Arten der Quellfluren wie *Cochlearia bavarica* oder *Catoscopium nigritum* zu, die in weniger als 1 Hektar großen Quellhängen überleben konnten, sofern die standörtliche Beschaffenheit das Fußfassen konkurrenzkräftigerer Arten ausschloß und eine Beschattung der fraglichen Wuchsorte durch hochwachsende Bäume nicht erfolgte.

Der Vergleich des Flächenbedarfs des Brachvogels mit dem derartigen Reliktpflanzen lehrt, daß das Minimumareal in der Naturschutzpraxis lediglich in bezug auf jeweils definierte Tier- und Pflanzenarten als Planungsgröße Verwendung finden kann*. Für die Lebensgemeinschaft Streuwiesen insgesamt ist es nicht möglich, diese Größe als präzisen, für die Naturschutzpraxis verwendbaren Richtwert festzulegen.

Abgesehen davon, daß sich aufgrund der empirischen Erfahrungen konkrete Werte für Minimumareale zu Streuwiesen zumindest nicht innerhalb eines engen Rahmens fixieren lassen, sprechen auch

wissenschaftstheoretische Überlegungen dagegen, für bestimmte Streuwiesentypen Minimumareale auf einen bestimmten Wert (wie z.B. drei Hektar) festzulegen. Selbst bei scheinbar identischen und gleichgroßen Streuwiesen können die Minimumareale verschieden groß ausfallen. Das Minimumareal der Lebensgemeinschaft Streuwiesen wird außer durch die Flächengröße von folgenden Faktoren mitbestimmt (vgl. WITSCHHEL 1980: 184 f.) :

- Intensität der Nutzung und der Pflege;
- Barrierewirkung der Umgebung;
- Entfernung zum nächsten Gebiet mit einem ähnlichen Biototyp-Charakter;
- biogeographische Lage des Gebietes.

Die beiden letztgenannten Punkte gehören **bereits zum Diskussionsstoff der Arten-Distanz-Beziehung**: Es versteht sich von selbst, daß sich die Chancen für den Austausch von Tier- und Pflanzenarten zwischen zwei Streuwiesen mit abnehmenden Abständen verbessern. Es spricht einiges dafür, daß ein Großteil der besonders schutzrelevanten Pflanzenarten der Streuwiesen sich nur in angebotenen "Neuland" ausbreitet, das der Besiedlungsquelle eng benachbart liegt (vgl. Kap. 1.4.1.5, Punkt B, vgl. hierzu auch MAAS 1987: 124 f.). Vor allem von den in Streuwiesen häufig bestandesbildenden *Carex*-Arten ist bekannt, daß sie nur in unmittelbar benachbartes Gelände einwandern (vgl. KRAUSE 1940).

Für Streuwiesenpflanzen mit einem gering ausgeprägtem Migrationsvermögen entstehen wirksame Verbund-Situationen mithin erst bei sehr enger Kontaktlage. Das Überbrücken größerer Entfernungen scheint nur einer beschränkten Zahl von anemochor verbreiteten Streuwiesen-Pflanzenarten möglich zu sein, wozu jedoch auch einige Orchideen-Arten zu rechnen sind, die zu den Ballonfliegern (*Cystometeorochoren*) gehören (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1983: 157) und sich deshalb über sehr große Entfernungen verbreiten können.

Tiere verfügen gewöhnlich über einen größeren Aktionsradius, so daß sich Vernetzungen über wesentlich größere Entfernungen entwickeln können, als es bei vielen Pflanzen der Fall ist. Der Faktor "Entfernung zwischen den einzelnen Biotopen" fällt bei ihnen beim Aufbau wirksamer Verbunde weniger ins Gewicht**.

Von der Wildbienen-Gattung *Andrena* ist bekannt, daß sie Flugdistanzen beim Pollensammeln von maximal 800 Meter zu überwinden vermag (vgl. WESTRICH 1989a: 291). Für zahlreiche weitere Wildbienen-Arten beträgt diese Entfernung ca. 200 bis 400 Meter (WESTRICH). Legt man zugrunde, daß pollensammelnde Insekten die generative Fortpflanzung der pollenspendenden Pflanzenarten ge-

* Auch die Art-bezogene Verwendung dieses Begriffs ist keineswegs problemlos möglich. Vielfach wird bei der Ableitung von Minimumarealen von Arten die kleinste Fläche zugrundegelegt, auf der noch Populationen nachgewiesen werden können. Es handelt sich bei derartigen Populationen jedoch in vielen Fällen um aussterbende Überbleibsel ehemals stärkerer Bestände eines vor wenigen Jahrzehnten noch viel größeren Gebietes.

** Dafür sind bei den Tieren vielfach die Raumansprüche an das Biotopverbundsystem wesentlich höher, wie bereits weiter oben ausgeführt wurde.

währleisten, so ergibt sich für den Verbund daraus die Anforderung, diese Distanzen bei der Abstandsplanung keinesfalls zu überschreiten. Als Richtwert für die Maximalabstände zu verbindender Streuwiesen-Lebensräume bietet sich die Entfernung von ca. 200 bis 300 Meter an.

Über die maximalen Abstände zwischen Streuwiesen, die einen regen gegenseitigen Austausch des überwiegenden Teils ihrer Artengarnituren zulassen, ist nichts Sicheres bekannt. Große Vorsicht ist offenbar hinsichtlich der Abstandsplanung bei **indirekten Biotopverbunden** angebracht! Die Gewähr der Entstehung einer +/- "engmaschigen" Vernetzung zwischen zwei Streuwiesen bzw. einer Streuwiese und einem streuwiesenverwandten Biotop besteht nur bei **sehr kurzen Abständen von unter 50 m sowie bei Fehlen von trennenden Querbarrieren** in diesem Überbrückungsraum. Diese Distanz dürfte zumindest für flugfähige Insekten überbrückbar sein. Grundsätzlich gilt auch für Streuwiesen die Regel, daß der räumliche Abstand um so geringer sein muß, je kleiner die Verbindungsbiotope sind (vgl. RIESS 1988: 104). Für flächenmäßig kleine Verbindungsbiotope hat sich der häufig unscharf verwendete Begriff "Trittsteinbiotop" eingebürgert. **Trittsteinbiotope** liegen unter dem Minimumareal einer Pflanzen- und Tierart und sind deshalb als ein als Dauerlebensraum ungeeigneter Biotop definiert. Aufgrund der Schwierigkeiten, Minimumareale für Streuwiesen-Lebensgemeinschaften zu fixieren, soll grundsätzlich der Begriff Trittsteinbiotop nur auf die jeweils betrachtete Tier- und Pflanzenart bezogen werden. Ein und dieselbe Streuwiese kann für eine Tierart als **großflächiger Dauerlebensraum** geeignet sein, für eine andere stellt er nur einen **Trittstein** dar. Von vorneherein als Trittsteinbiotope können allenfalls solche Streuwiesenreste gelten, die durchgehende Schädigungen aufweisen oder wo die Streuwiesenvegetation nur (noch) als kleinflächige Fragment- und Rumpfgemeinschaft vorhanden ist.

Versucht man ein Resümee zur Verinselung der Streuwiesen zu ziehen, so ergeben sich folgende wichtige Befunde:

- Eine große Zahl von Streuwiesen befindet sich heute als "Biotopinseln" in einer Situation, die sich mit der Inseltheorie im Sinne von MCARTHUR und WILSON (vgl. JEDICKE 1990: 51 ff.) beschreiben läßt. Hinsichtlich des Austausches von Streuwiesenorganismen mit benachbarten Biotopen bestehen starke Isolationen. Die "Streuwieseninseln" ihrerseits erleiden jedoch Immissionen und die Infiltration von Fremdarten und somit eine Verfremdung durch die umliegenden Agrarflächen.

- Die heutigen Ausdehnungen vieler Streuwiesen stellen vielfach nur noch einen winzigen Bruchteil der Flächengrößen dar, die vor 40-60 Jahren üblich waren. Es spricht vieles dafür, daß die extrem geschrumpften Flächen heute noch "Streuwiesenarten-Überschüsse" aufweisen und sich ein stabiles Gleichgewicht zwischen Ab- und Zuwanderung von Streuwiesenarten noch nicht eingestellt hat, zumal die durch die Zersplitterung bewirkte Isolation kaum noch die Zuwanderung von Streuwiesenarten zuläßt.

Die Isolation der Streuwiesen-Lebensräume wird durch Verbunde mit Biotoptypen gemildert, die eine Mindestähnlichkeit mit diesem Lebensraumtyp aufweisen und deshalb Transportfunktionen für Streuwiesenarten wahrnehmen können. Für die eine oder andere Tier- oder Pflanzenart der Streuwiesen können diese Biotoptypen den besiedelbaren Lebensraum vergrößern.

Die Schaffung und strukturelle Verbesserung von Verbunden aus Streuwiesen und -verwandten Biotoptypen eröffnet neben der Verbesserung der Überlebenschancen für Streuwiesenarten weitere artenschutzbezogene Perspektiven. Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, welche die Ökotope zwischen Streuwiesen und verwandten Lebensräumen besiedeln, können durch Verbesserung der Verbundsituation wirksam gefördert werden.

Darüber hinaus kann sogar der Verbund von Streuwiesen mit wenig verwandten Biotopen wie Feuchtwiesen sinnvoll sein, wenn damit die Lebensraumqualität der heute **oft besonders gefährdeten Tierarten mit doppelten Biotopansprüchen*** Genüge getan wird. Für Arten mit Doppelbiotopansprüchen ist die räumliche Nähe bestimmter, unterschiedlicher Biotoptypen wichtig. Brut-, Nahrungs- oder Überwinterungshabitats liegen bei diesen Arten in unterschiedlichen Biotoptypen, müssen jedoch eng benachbart zueinander liegen, um nutzbar zu sein.

Mithin ergibt sich: der Biotopverbund stellt eine Hilfsmaßnahme dar, die die Vernetzung von

- Streuwiesen mit Streuwiesen;
- Streuwiesen mit verwandten Biotoptypen;
- Streuwiesen mit wenig verwandten, aber im betreffenden Raum traditionell eng benachbarten Biotoptypen

bewerkstelligen oder verbessern kann.

Als Ergebnis der verstärkten Vernetzung werden:

- Streuwiesenarten gefördert, deren besiedelbarer Raum vergrößert wird (gilt auch beim Verbund mit verwandten Biotoptypen);

* Der Begriff "Doppel-Biotop-Bewohner" wird in diesem Band im Sinne von HEYDEMANN (1988: 14) verwendet, der dazu ausführt: "Für bestimmte Tierarten müssen Bestände von zwei oder mehr verschiedenen Biotoptypen in räumlicher Nähe zueinander vorhanden sein oder wieder entwickelt werden. Es handelt sich dabei um Tierarten mit Doppelbiotop-Ansprüchen, die schon aus dem Grunde dieses Spezialanspruchs an die Beschaffenheit eines Landschaftsraumes in der Regel besonders gefährdet sind." Nicht gemeint sind Arten, die in mehreren unterschiedlichen Biotoptypen vorkommen, ohne auf einen Komplex-Zusammenhang der verschiedenen Biotope angewiesen zu sein.

- Ökotonbewohner begünstigt, wenn das Gefüge Streuwiesen/verwandter Biotoptyp neugeschaffen oder verbessert wird;
- Biotopkomplex-Bewohnern verbesserte Überlebenschancen eingeräumt, wenn traditionelle Benachbarungen von andersartigen Biotoptypen zu Streuwiesen wieder installiert werden bzw. in ihrer Raumwirkung verbessert werden (z.B. durch Entfernung von Barrierestrukturen).

Die Aufgabe und Notwendigkeit des Biotopverbundes besteht nicht zuletzt darin, die Mosaikstruktur der Biotope so weit wieder instandzusetzen, daß das "tragende, traditionelle Netzwerk der Organismen in einem Landschaftsraum nicht zerrißt" (vgl. REICHHOLF 1988: 23).

2.6.2 Die Eignung verschiedener Biotoptypen für den Verbund mit Streuwiesen

Die Verbesserung bzw. der Wiederaufbau der Vernetzung zwischen voneinander getrennten Streuwiesen kann nur über Biotoptypen erfolgen, die den Streuwiesen so ähnlich sind, daß sie sich für Streuwiesenarten (z.B. Gefäßpflanzen, Insektenarten) als Zusatzlebensraum eignen oder zumindest genügend "durchlässig" sind, um die Migration dieser Arten zu gestatten. Die Palette der hierfür geeigneten Biotope ist dabei für die einzelnen Regionen in Bayern mit Streuwiesenvorkommen recht unterschiedlich. Die potentiellen Verbundpartner der Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen im Brennenbereich an der Unteren Isar haben beispielsweise nur wenig gemein mit denen, die für die *Trichophorum*-Streuwiesen im Trauchberg-Vorfeld (Lkr. WM) am Alpenrand in Frage kommen.

Inwieweit sich zwischen den regionenspezifischen Streuwiesentypen und räumlich benachbarten Biotoptypen tatsächlich tiefgreifende Vernetzungen ergeben, kann bisher mangels einschlägiger Untersuchungen nur vermutet werden. Der folgenden Zusammenstellung von Biotoptypen, die für den Verbund mit Streuwiesen geeignet sind, muß daher bis auf weiteres ein provisorischer Charakter anhaften. Maßgebend für die Auswahl dieser Biotoptypen waren folgende Gesichtspunkte:

- **Floristische und faunistische Ähnlichkeit**, also Vorkommen derselben Tier- und Pflanzenarten. Es versteht sich von selbst, daß sich für eine Tierart, die in zwei verschiedenen Biotoptypen vorkommt, bei einem räumlichen Nebeneinander keine (oder zumindest keine unveränderbaren) Barrierewirkungen ergeben.
- **Standörtliche Ähnlichkeit**.
- Einen Hinweis auf die Eignung zum Verbund mit Streuwiesen liefern schließlich **traditionelle Landschaftsbilder** und **traditionelle Landschaftsstrukturen**. Vieles spricht dafür, daß Lebensraumtypen, die in bestimmten Regionen über sehr lange Zeiträume mit Streuwiesen räumlich eng verbunden waren, auch über die Beziehungen von Tier- und Pflanzenarten miteinander verwoben sind.

nd Arten, die in mehreren unterschiedlichen Biotoptypen vorkommen, ohne auf einen Komplex-Zusammenhang der verschiedenen Biotope angewiesen zu sein.

Nachfolgend werden zunächst für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Flächenbiotope (Kap. 2.6.2.1, S. 261), anschließend geeignete Linien-Biotope (Kap. 2.6.2.2, S. 262) angeführt. Eine Zusammenstellung über Biotope mit ausgesprochener Barrierewirkung gegenüber Streuwiesen bildet das dritte Unterkapitel zu Kap. 2.6.2 (S. 261).

2.6.2.1 Für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Flächenbiotope

Flächig entwickelte Biotope können die Vernetzung von Streuwiesen sehr unterstützen, wenn sie ihrerseits den Streuwiesenarten Ansiedlungsmöglichkeiten oder Nutzungsmöglichkeiten (Insekten!) gleich welcher Art bieten und dies möglichst durchgängig und auf relativ großer Fläche geschieht. Vielfach läßt sich beobachten, daß Flächenbiotope vorwiegend in den Randzonen oder an Sonderstandorten günstige Lebensbedingungen bieten (sei es als Dauerlebensraum, als Trittstein, als Wanderkorridor). Im Bestandesinnern oder in Bereichen mit von Streuwiesen stark abweichendem Standortcharakter (sehr trockene oder schattige Stellen) kann dagegen eine erhebliche Barrierewirkung für die Ausbreitung von Streuwiesenarten vorliegen. Flächige, zur Vernetzung von Streuwiesen geeignete Biotope lassen sich zumeist ebensowenig "aus dem Boden stampfen" wie Streuwiesen selbst und sind oft ebenso wie diese pflegeabhängig.

In der nachfolgenden Zusammenstellung nicht berücksichtigte Biotope können für den Verbund auf lange Sicht (ebenso) wertvoll sein, sofern sie auf potentiellen Streuwiesenstandorten angesiedelt sind. Die Renaturierung einer solchen Fläche (z.B. durch Abräumung eines Fichtenforstes) kann auf mittlere Sicht die Vernetzungsfunktion einer solchen Fläche ganz entscheidend verbessern.

1) Kalkmagerrasen und bodensaure Magerrasen

Eine floristische und faunistische Ähnlichkeit läßt sich vielfach zwischen Streuwiesen und Magerrasen beobachten. Auf brennenartigen Flußalluvionen, im Bereich der Hartlandschaften des Voralpinen Hügel- und Moorlandes oder der Buckelfluren der alpinen Talräume und der Randalpen bilden Streuwiesen mit Magerrasen Zonations- oder manchmal auch Mosaikkomplexe aus. Eine beträchtliche Zahl der heute aus Naturschutzsicht sehr wertvollen Arten hat im standörtlichen Übergangsbereich zwischen Kalk-Pfeifengraswiesen und Kalk-Halbtrockenrasen seinen Vorkommensschwerpunkt, wie zum Beispiel die Labkrautblättrige Wiesenraute (*Thalictrum simplex subsp. galioides*). Die Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*) fühlt sich in Lebensräumen am wohlsten, wo Kalk-Halbtrockenrasen, Kalk-Pfeifengraswiesen und Kalk-Kleinseggenrieder in enger Benachbarung vorkommen. Von dealpinen Sippen wie *Sesleria varia*, *Gentiana clusii*, *Gentiana verna* und *Aster bellidiastrum* werden nasse Kalk-Pfeifen-

graswiesen, Kalkflachmoore und Kalkmagerrasen im Alpenvorland als gleichwertige Lebensräume akzeptiert.

Streuwiesen und Magerrasen waren vielerorts räumlich so eng miteinander verwoben, daß sie zwanglos als Bestandteile eines Lebensraumes gesehen werden konnten. So umfassen die praealpinen Hardtwiesen-Fluren Streuwiesen und Magerrasen, die Flußschotterheiden neben den Heidewiesen i.e.S. auch Pfeifengraswiesen, die in den Flutrinnen oder auf niedrigen, grundwasserbeeinflußten Alluvionen den Ton abgeben.

2) Feuchtwiesen

Mäßig gedüngte Feuchtwiesen wie Silgen-Wiesenkopfwiesen, Bachkratzdistelwiesen, Trollblumenwiesen, selbst mäßig stark gedüngte Kohldistelwiesen weisen mit benachbarten Streuwiesen so starke Überlappungen in der Artenausstattung und in den standörtlichen Eigenschaften (Wasserhaushalt!) auf, daß sie sich für Streuwiesen als Verbund-Partner hervorragend eignen.

3) Artenreiche, schütterere FILIPENDULION-Hochstaudenfluren

Artenreiche Hochstaudenfluren mit einer schüttereren Bestandesstruktur stellen insbesondere für einige Insektenarten der Streuwiesen ein wichtiges Verbundbiotop dar. Nektarsaugende Imagines von Tagfalterarten wie dem Mädesüß-Scheckenfalter (*Brenthis ino*) oder dem Streuwiesen-Waldportier (*Minois dryas*) (vgl. jeweils Kap. 1.5.2.4) nutzen insbesondere in der zweiten Julihälfte das im Vergleich zu den Streuwiesen oft größere Blütenangebot der Hochstaudenfluren zur Nahrungssuche.

4) Verlandungsröhrichte von Stillgewässern

Röhrichte sind ebenfalls wertvolle Biotop von Streuwiesen. Die Halme lockerer Verlandungsröhrichte stellen das Fortpflanzungshabitat verschiedener Heuschrecken-Arten (z.B. Große Goldschrecke, Schwertschrecke) und von Schmetterlingen (z.B. Schilfheulen) dar.

5) Erlen-Bruchwälder und nasse Erlen-Eschenwälder, Birkenbrüche

Schwarzerlenbruchwälder und nasse Erlen-Eschenwälder unterscheiden sich als schattige Lebensräume grundlegend von Streuwiesen. Nur für eine begrenzte Zahl von Tier- und Pflanzenarten sind beide Lebensräume nutzbar. Durch hohe Totholzanteile, die für die meist wenig genutzten Feucht- und Naßwälder bezeichnend sind, können Bruchwälder und nasse Erlen-Eschenwälder jedoch dennoch einen erheblichen Einfluß für die Faunen-Ausstattung von Streuwiesen-Lebensräumen ausüben. Die Imagines des Moschusbocks leben in Streuwiesen, die Larven benötigen jedoch das Totholz der Bruchwälder als Larvalhabitat.

Birkenbruchwälder sind häufig aus Streuwiesenbrachen hervorgegangen und können als mäßig schattende Wälder einer Reihe von Streuwiesenarten Lebensmöglichkeiten bieten, so daß sie als wertvolle Bausteine in Streuwiesen-Verbunden gelten können.

6) Hoch- und Übergangsmoorkomplexe

Eine Reihe von Tierarten profitiert von einer engen Nachbarschaft zwischen Streuwiesen-Lebensräumen und Hoch- und Übergangsmoorkomplexen. Zu ihnen gehört beispielsweise die Kreuzotter (vgl. Kap. 1.5.2.3). Der Hochmoorgelbling (*Colias palaeno*) entwickelt individuenstarke Populationen vor allem in solchen Sphagnummooren, die sich in enger räumlicher Nachbarschaft von Streuwiesen befinden, deren Blütenangebot dieser Falter als Nahrungsgast nutzen kann (vgl. Kap. 1.5.2.4).

7) Auen

Sehr wertvolle Verbundbiotop für Streuwiesen stellen schluffig-sandige, grundwasserbeeinflusste Auen dar. Flutrinnen mit primären Kopfried-, Davallseggen- oder Pfeifengras-Beständen bildeten früher im Wechsel mit Knollenkratzdistel-Pfeifengraswiesen im Lech- und Isartal über Kilometer hinweg "Langstrecken-Wechsel-Verbunde" aus, die an der Migration von Streuwiesenarten offenbar entscheidend mitbeteiligt waren.

Die frühere Bedeutung des Isartals als Wanderstraße für in Streuwiesen vorkommende Arten beruhte auf der Leistungsfähigkeit dieses Verbundsystems, das zahllose Flächenbiotop zu nahtlosen Breitband-Korridoren zusammenfügte, die den Alpenraum mit der Donau-Ebene verknüpften (vgl. Kap. 1.4.1.7). Heute ist die Vernetzungsfunktion der Fluß-Auen für die flußbegleitenden Streuwiesen durch die Flußregulierungen weitgehend zerstört. Eine - wenn auch sehr unvollkommene - Ersatzfunktion für den Verbund der Flußschotterheiden können in diesen Räumen heute der Flächenbiotop "Kiesgrube" bzw. der Linienbiotop "Damm" wahrnehmen.

8) Kiesgruben

Als Verbund-Baustein in Verbundsystemen mit Streuwiesen können sich Kiesgruben eignen. Werden Kiesgruben als Naß-Baggerungen angelegt, können sie für zahlreiche Streuwiesenarten besiedelbar werden, wie zum Beispiel für *Allium carinatum*, *Allium suaveolens*, *Carex hostiana*, *Carex panicea*, *Carex tomentosa*, *Epipactis palustris*, *Gentiana pneumonanthe*, *Juncus alpinus*, *Juncus subnodulosus*, *Lathyrus palustris*, *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus*, *Tofieldia calyculata* oder *Triglochin palustre* (vgl. OTTO 1992: 38 und 47 f.).

9) Mageres Wirtschaftsgrünland

Mageres Wirtschaftsgrünland auf potentiellen Streuwiesenstandorten kann zunehmend Vernetzungsfunktionen zwischen Streuwiesen wahrnehmen, wenn es sukzessive ausgegert wird und allmählich auf größere Streuwiesenähnlichkeit hin renaturiert wird (vgl. Kap. 2.5.1.1, S. 241).

2.6.2.2 Für den Biotopverbund mit Streuwiesen geeignete Linearbiotop

Linear entwickelte Biotop genießen gegenüber den Flächenbiotop den Vorzug, daß sie sich ohne großen unmittelbaren Raumbedarf als Verbundbausteine zwischen zwei Streuwiesen "einsetzen" lassen. Die Vernetzungsfunktion wird jedoch sofort

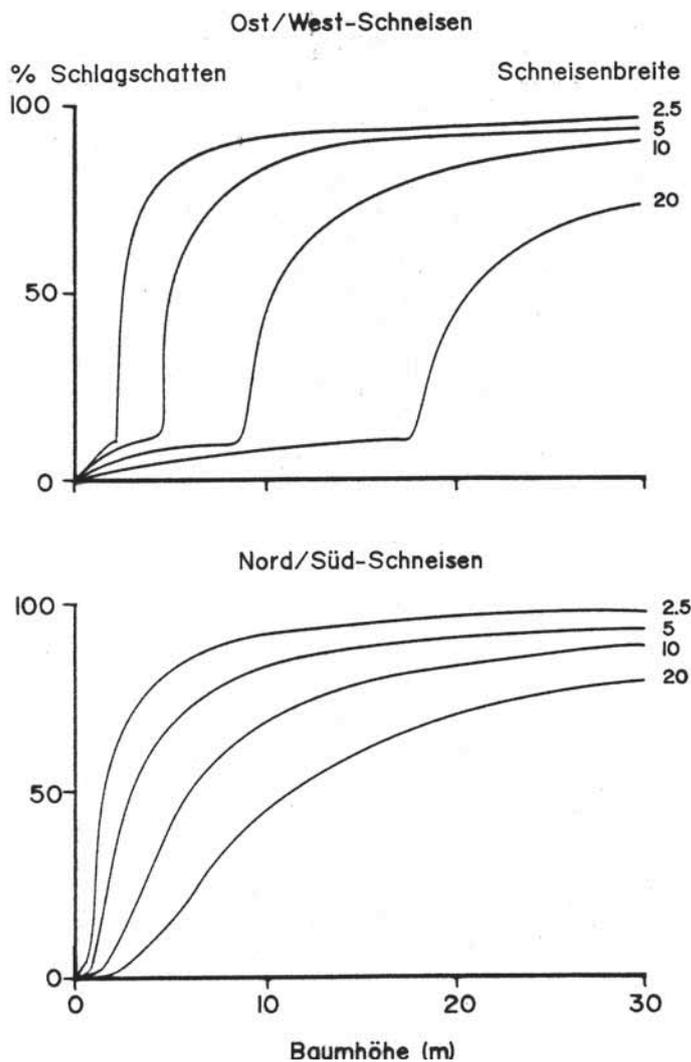


Abbildung 2/12

Beziehungen zwischen dem Grad der Beschattung und der Baumhöhe in Waldschneisen in Abhängigkeit von der Schneisenweite und der Himmelsrichtung¹; berechnet für den 52. Breitengrad (nach WARREN & FULLER 1990: 20)

beeinträchtigt oder gar nahezu unmöglich gemacht, wenn ein derartiger Linearbiotop seinerseits nicht vor Nährstoffeinträgen abgepuffert wird. Von nur wenige Meter breiten Linearbiotopen, die unmittelbar an intensiv genutzte, stark gedüngte Agrarflächen angrenzen, kann man nicht erwarten, daß sie einen nennenswerten Beitrag zur Vernetzung von Streuwiesen leisten können. Potentiell besonders wirkungsvoll sind Linearbiotope, auf denen Streuwiesen- oder streuwiesenartige Vegetationsbestände entwickelt sind.

1) Randzonen von (Feucht)Wäldern

Eine Schlüsselrolle beim Streuwiesenverbund können als Korridorbiotope die Randzonen von feuchten Eichenmischwäldern, Erlen-Eschenwäldern, Feuchtgebüschchen oder Bruchwäldern aller Art wahrnehmen, die als ausgesprochene Grenzlinienbiotope einen bevorzugten Aufenthalts- und Fortbewegungsraum von zahlreichen Tierarten darstellen. Besonders wertvoll sind naturnah strukturierte

Waldränder, die - wenn auch in etwas verarmter und gestauchter Form - über die Strukturelemente verfügen, die naturnahe Waldrandseiten von Streuwiesen aufweisen, wie schmale Streifen von streuwiesenartigen Vegetationsbeständen oder wenigstens Streuwiesen-Zwickel. Randzonen von Forstbeständen können für den Streuwiesenverbund wertvoll sein, wenn ihnen magere oder wenigstens nur halbfette Grünlandstreifen (auf potentiellen Magerrasenstandorten) vorgelagert sind.

2) Waldschneisen

Verbinden durch Fichtenforsten verlaufende Waldschneisen zwei Streuwiesen, so kann die Barrierewirkung der Forsten stark abgemildert werden. Voraussetzung dafür ist, daß die Schneise selbst streuwiesenartige Vegetationsbestände aufweist. Der Lichtgenuß einer Schneise (wichtig für lichtbedürftige Offenlandarten) hängt ab von:

- Schneisenbreite;
- Baumhöhe;
- räumlicher Ausrichtung.

Ost-West-Schneisen bekommen bei gleicher Breite und gleicher Baumhöhe weniger Licht ab als Nord-Süd-Schneisen. WARREN & FULLER (1990: 20) haben diese Zusammenhänge in Graphiken zusammengestellt, die in Abb. 2/12 (S. 263) wiedergegeben sind.

Als Mindestbreite für eine Schneise, die in der Mitte ein Band mit streuwiesenartiger Vegetation und an den Randseiten eine naturnahe (Feucht)Gehölzvegetation in limes divergens-Struktur aufweisen soll, wird von diesen Autoren 30 - 50 Meter veranschlagt. Waldschneisen können - sofern noch nicht vorhanden - in dichten Fichtenforsten mit Barrierewirkung angelegt werden, um zwei Streuwiesen indirekt miteinander zu verbinden.

3) Gräben

Die Bedeutung der (auch mehrere Meter) breiten Grabenränder als Vernetzungsachsen für Pflanzenarten der Streuwiesen scheint eher gering zu sein, eine Wandermöglichkeit scheint in geringem Umfang für einige Arten der wechselfeuchten Magerrasen und Pfeifengraswiesen gegeben zu sein (z.B. *Stachys betonica*, *Dianthus superbus*), mit dem Grabenwasser verdriftet werden in geringem Umfang die schwimmfähigen Samen von Großseggen und z.B. *Caltha palustris*. Für Pflanzenarten der Kalkflachmoore sind Gräben als Vernetzungsachsen wohl nur in Sonderfällen geeignet (SCHWAB 1988).

In aufgesplitterten Streuwiesen können Streuwiesenorganismen das Grünland-Terrain zwischen den verbliebenen Streuwiesenresten dennoch am ehesten entlang der Gräben überbrücken. Von einigen Insektenarten (z.B. Libellen-Arten wie den *Calopteryx*-Arten) werden die Gräben als Korridorbiotope genutzt. Wegen der Bedeutung, die den Gräben bei der Pflege- und Entwicklungsplanung zu Streuwiesen- und Feuchtwiesen-Lebensräumen zufällt, wurde ihnen innerhalb des Landschaftspflegekonzepts ein eigener Band (LPK-Band II.10 "Gräben") gewidmet, in dem naturschutzbezogene Aussagen zur Gestaltung von Gräben vorgenommen werden.

4) Bachläufe

Bachläufe können als verbindende Linearbiotope für verschiedene Streuwiesen ebenfalls sehr wertvoll sein. Dies gilt vor allem, wenn die Bachsohle wenig eingetieft und das Bachbett breit genug ist, um die Ausbildung von Schwemmbänken und flach auslaufenden, flächig entwickelten Gleithängen zu ermöglichen, die zumindest von einzelnen Organismen der Streuwiesen als (Zusatz)Lebensraum genutzt werden können. Wenig beschattete Bachläufe eignen sich als Korridorbiotope besser als Bachläufe, die einen geschlossenen Erlen- oder Eschen-Galeriasaum aufweisen. Wertvoll sind vor allem solche Bachläufe, die durch ehemalige Streuwiesenareale fließen und am Rande des Bachbetts noch über saumartige, in den Bachzwickeln noch über flächige Streuwiesenfragmente verfügen.

Von zentraler Bedeutung für die Eignung von Bachläufen als Korridorbiotop zwischen den Streuwiesen ist schließlich die Wasserqualität des Bach-

wassers. Die Uferzonen kalk-oligotropher Bachläufe liefern zahlreichen in Streuwiesen vorkommenden Pflanzenarten wie der Knoten-Binse (*Juncus subnodulosus*), der Alpen-Binse (*Juncus alpinus*), der Wasser-Minze (*Mentha aquatica*), der Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) usw. Lebensmöglichkeiten. Für einige Insekten-Arten wie der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) sind enge Lebensraumkomplexe aus Quellbächen und Kleinseggenriedern sogar existentiell notwendig.

Stark eutrophierte Bachläufe mit *Phalaris*- und *Urtica*-Pseudoröhrichten sind dagegen als Korridorbiotope zwischen den Streuwiesen wegen der größeren "Unähnlichkeit" weit weniger wirksam. Als Wanderleitlinien und auch wegen des Blütenangebots der dort vorkommenden Hochstauden sind sie für Streuwiesen-Insekten jedoch nicht bedeutungslos.

5) Dämme und Deiche

In ihrer Bedeutung als verbindende Korridorbiotope für Streuwiesen-Lebensräume entlang von Flußläufen sollten zudem die Deiche und Dämme nicht unterschätzt werden. Insbesondere Arten, die für die trockenen Pfeifengraswiesen-Typen charakteristisch sind, wie zum Beispiel *Cirsium tuberosum* und *Inula salicina*, werden nicht selten an sickerfrischen und sickerfeuchten Dammhängen beobachtet (vgl. GÖRS 1974: 377). Als Korridorbiotop können solche Dämme vor allem für solche Insektenarten fungieren, die das Blütenangebot dieser MOLINION-Arten nutzen. Nähere Informationen zur Eignung von Dämmen als Standort für Arten der Streuwiesen sind dem LPK-Band II.20 "Dämme und Deiche" zu entnehmen.

6) Hecken und Hage

Hecken kommen als Korridorbiotope für Streuwiesenorganismen wohl nur in Ausnahmefällen in Frage. Lediglich als Hecken ausgebildete Ohrweiden- oder Grauweiden-Hecken mit vorgelagerten Säumen von Streuwiesenpflanzen könnten solche Verbundfunktionen wahrnehmen. In Streuwiesen-Lebensräumen stellen linear ausgebildete Hecken zu meist künstliche Fremdkörper dar, die niemals zum traditionellen Landschaftsbild gehört haben. Eine Ausnahme bilden lediglich die Hage im östlichen Isar- und im Mangfall-Vorland, die häufig in enger Nachbarschaft von Streuwiesen-Lebensräumen angetroffen werden können. Die Randzonen der Hage dürften von einigen Streuwiesenarten hin und wieder als Wanderkorridore oder als Zusatzlebensraum genutzt werden.

2.6.2.3 Biotope mit ausgesprochener Barrierewirkung gegenüber Streuwiesen-Lebensräumen

Für die Vernetzung von Streuwiesenorganismen sind grundsätzlich Biotoptypen um so ungeeigneter, je stärker sie in ihrem Standortcharakter (Kleinklima, Lichthaushalt, Nährstoffhaushalt, Bodenchemie und Bodenphysik) von Streuwiesen abweichen. Werden sie für Streuwiesenarten praktisch undurchdringbar, so üben sie starke Barrierewirkungen zwi-

schen Streuwiesen aus. Besonders problematisch sind Barrierebiotope, die auf potentiellen Streuwiesenstandorten angesiedelt sind bzw. eine potentielle Streuwiesenzone durchschneiden. Hierzu gehören insbesondere:

- **Straßen:** Geteerten Straßen kommt eine sehr starke Zerschneidungswirkung zu. Dieses Phänomen kann heute als belegt und allgemein bekannt gelten. Die Verinselungswirkung geteeterter Straßentrassen auf verschiedene Vertreter der Arthropoden-Fauna ist u.a. von MADER in mehreren Publikationen (z.B. 1979 u. 1980) ausführlich dargestellt worden. Starke Zerschneidungseffekte erzeugen bereits einspurige Teerstraßen (vgl. JEDICKE 1990: 34 ff.).
- **(Fichten)Forste:** Dichte Forste erzeugen Barrieren, die den Artenaustausch zwischen Streuwiesenbiotopen stark erschweren, wenn nicht völlig unterbinden. Die Unterschiede in der Standortfaktoren-Kombination von Fichtenforsten und Streuwiesen machen diesen Sachverhalt deutlich: die Kombination "feuchter, hoher Baumbestand, keine Besonnung auf dem Boden" im Fichtenforst weicht standörtlich stark von "Grasbestand mit großer Sonnenbestrahlung bis zum Boden" ab, wie es für Streuwiesen bezeichnend ist (vgl. hierzu auch HEYDEMANN 1988: 13). Dichte und weitreichende Fichtenforste können sogar für vagile Tierarten wie gut flugfähige Insekten oder sogar Vögel eine unüberwindbare Barriere darstellen.
- **Intensiv genutztes Wirtschaftsgrünland:** Hochgrasdominiertes Wirtschaftsgrünland mit sehr hoher Phytomasseproduktion unterscheidet sich durch seine strukturellen und mikroklimatischen Eigenschaften (z.B. Bodenoberfläche mit einem wesentlich ausgeglicheneren Temperaturverlauf, stärker beschattet und feuchter) grundlegend von Streuwiesen, so daß sich sehr starke Barrierewirkungen für nicht oder schlecht flugfähige Kleintierarten ergeben. Die Barrierewirkung ist naturgemäß während des Hochstandes des Wirtschaftsgrünlandes besonders groß.

Befinden sich diese "**Haupttypen der Isolation**" (vgl. HEYDEMANN 1988: 15) auf potentiellen Streuwiesenstandorten zwischen vorhandenen Streuwiesenresten und streuwiesenähnlichen Biotopen, so stellen sie für den Biotopverbund ein Problem dar, dem mitunter nur mit entsprechend geeigneten Renaturierungsmaßnahmen (vgl. Kap. 2.5, S. 240) bzw. Verlegung oder Entschärfung (betrifft die Straßen) beizukommen ist.

2.6.3 Die Abhängigkeit des Vernetzungsgrades der Biotope von der Verbundstruktur

Die Vernetzungswirkung hängt nicht nur von der grundsätzlichen Ähnlichkeit zweier Biotoptypen ab, sondern auch davon, wie "gut" sie an der "Nahtstelle" zusammenpassen. Je gleichartiger im Nahtstel-

lenbereich die verbundenen Biotope beschaffen sind und je diffuser der Übergang ausfällt, mit um so geringeren Barrierewirkungen für migrierende Organismen ist zu rechnen. Grundsätzlich liefert ein Verbund, der als **Limes divergens-Struktur** ausgebildet ist, bessere Vernetzungsvoraussetzungen als ein Verbund mit **Limes convergens-Struktur**. Die Limes divergens-Struktur stellt ein kleinteiliges, grenzlinienreiches, schon physiognomisch netzartig verwobenes Gefüge dar. Die Limes convergens-Struktur dagegen bietet günstigenfalls einen scharfen Übergang an (man fühlt sich an die Insel/Meergrenze erinnert!), ungünstigenfalls verursacht sie sogar Barriereeffekte.

Bei einer mosaikartigen Standort- und/oder Nutzungsverteilung kann die Mosaikstruktur von einem bandartigen zu einem flächendeckenden, landschaftsprägenden Element aufsteigen. Dazu folgendes Beispiel: Im Zentrum des Eberfinger Drumlinfeldes existiert in der Verteilung zwischen Streuwiesen, Hoch- und Übergangsmooren, Magerrasen und Waldflächen noch ein nahezu ideales Verteilungsmuster. Unterschiedlich große Streuwiesen- und Magerrasenflächen wechseln mit verschiedenen großen Wäldern und Hoch- und Übergangsmooren. Die großen Wiesenflächen enthalten kleine Haine und Baumgruppen, umgekehrt sind die Wälder reichlich mit lichtungartigen kleinen Magerrasen und Streuwiesen durchsetzt.

Typische Limes divergens-Muster mit diffuser, mosaikartiger Verzahnung entwickeln sich im allgemeinen nur beim räumlichen Zusammentreten von Flächenbiotopen. Welche strukturellen Übergänge zwischen Streuwiesen und Linearbiotopen können der Ausbildung von Vernetzungen förderlich sein? Grundsätzlich ist es günstig, wenn ein Linearbiotop in die Streuwiesen "eintaucht", die es verbindet. Beispiel: Ein Bach oder ein Graben, die zwei Streuwiesenflächen ichtemiteinander verknüpfen, vernetzen diese Streuwiesen sicher wirkungsvoller, wenn sie beide Rasen zentral durchfließen.

Dies gilt vor allem, wenn ein derartiger Bach oder Graben von schmalen Streuwiesen-Rasenbändern begleitet wird. Barrierewirkungen zwischen Streuwiesen und Verbundbiotopen resultieren häufig aus verschiedenartigen Pflege- und Brachezuständen. Zwischen einer regelmäßig gemähten Streuwiese und einem völlig verfilzten Altgrassaum, der einen verbindenden Linearbiotop begleitet, bestehen zweifellos Migrationsbarrieren, die beseitigt werden können, wenn die Säume mitgemäht werden. Selten befahrene, nicht befestigte Fahrwege können wesentliche Beiträge zur "Inneren Vernetzung" von Streuwiesen liefern, indem sie innerhalb der Streuwiesen als Kontaktachsen für Tier- und Pflanzenarten wirken, die Pionierstandorte besiedeln wie zum Beispiel *Juncus compressus*, *Centaureum pulchellum* oder *Cyperus flavescens* (vgl. Kap. 1.4.2.1.5).

Titelbild: Mehlsprimelasspekt bei Obersöching/WM (1982:
Schon allein die überwältigende Blütenpracht einer noch bewirtschafteten Streuwiese
verbiehet jeden Disput über die Pfliegenotwendigkeit dieses in den letzten Jahrzehnten
zum Mangelbiotop geschrumpften Lebensraumes.
(Foto: A. Ringler)

Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9 Lebensraumtyp Streuwiesen

ISBN 3-931175-08-1

Zitiervorschlag: Quinger, B., Schwab, U., Ringler, A., Bräu, M., Strohwasser R. & Weber, J. (1995):
Lebensraumtyp Streuwiesen.- Landschaftspflegekonzept Bayern,
Band II.9 (Alpeninstitut GmbH, Bremen); Projektleiter A. Ringler
Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
(ANL), 396 Seiten; München

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen
Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Auftraggeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2, 81925 München, Tel. 089/9214-0

Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH, Bremen
Friedrich Mißler-Straße 42, 28211 Bremen, Tel. 0421/20326

Projektleitung: Alfred Ringler

Bearbeitung: Burkhard Quinger (Kap. 1.3.2, 1.3.3, 1.4.2, 1.4.3, 1.7, 1.8, 1.10, 2.1-2.3, 2.5, 2.6, 4.2.1, 4.2.5,
5.3; Beiträge zu Kap. 1.3.1, 1.6, 1.9, 1.11, 4.2.2, 4.2.4)
Ulrich Schwab (Kap. 1.1, 1.2, 1.4.1, 1.8, 1.9, 1.11, 4.2.1, 4.2.2, 4.2.4, 4.2.6, 5.1, 5.2;
Beiträge zu Kap. 1.3.2, 1.10, 2.3, 2.5, 4.2.3)
Alfred Ringler (Kap. 1.3.1, 2.1.1.4, 4.1, 4.3, Beiträge zu Kap. 1.1, 1.2, 1.8, 4.2.1)
Markus Bräu (Kap. 1.5 und 4.2.2.2.2.; Faunateile in den Kap. 1.9, 2.1, 2.2)
Ralph Strohwasser (Kap. 1.6, 2.4, 3.1 - 3.4, 4.2.3.1, Beiträge zu Kap. 2.1.1)
Jochen Weber (Kap. 1.9.2, 1.9.3, 2.1.1.5; Beiträge zu Kap. 1.4.1;
Verfasser des 1. Band Entwurfes)

Mitarbeit: Gabriela Schneider (Kap. 1.11.2.4, Beiträge zu Kap. 1.8)
Christoph Stein (Kap. 1.11.2.3, Beiträge zu Kap. 1.8)
Thomas Eberherr (Beitrag Kap. 4.4)

Zeichnungen: Christian Schuh-Hofer

Redaktion: Susanne Arnold, Gerda Killer

Schriftleitung und Redaktion bei der Herausgabe: Michael Grauvogl (StMLU)
Dr. Notker Mallach (ANL)
Marianne Zimmermann (ANL)

Hinweis: Die im Landschaftspflegekonzept Bayern (LPK) vertretenen Anschauungen und Bewertungen sind Meinungen
des oder der Verfasser(s) und werden nicht notwendigerweise aufgrund ihrer Darstellung im Rahmen des LPK vom
Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geteilt.

Die Herstellung von Vervielfältigungen - auch auszugsweise - aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie
für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen
der schriftlichen Genehmigung.

Satz: ANL

Druck: Fa. Grauer, Laufen

Druck auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)