©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)
Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 7, 111-139. Hannover 1995

Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen

– Karl-Friedrich Schreiber, Münster –

1. Einleitung

Im Sinne des Ressourcenschutzes sind Extensivierungen in der Grünlandwirtschaft künftig unerläßlich. Dazu gehört auch die Umwandlung von Ackerlagen in trockengelegten, ehemaligen Feuchtgebieten und Auen in Grünland, um verlorengegangene Retentionsräume im Zusammenhang mit den immer katastrophaler werdenden Hochwässern zu aktivieren und durch Wiedervernässung überschwemmungstolerante und erosionsresistente, inzwischen selten gewordene Feuchtbiotope wieder zu entwickeln (vgl. SCHREIBER 1994a). Schon in den 70er Jahren spricht MEISEL (1977) von einem Verlust an Feuchtgrünlandgesellschaften in der Größenordnung von 70-80%. Andererseits sollten die dazu notwendigen Managementmaßnahmen so abgestimmt sein, daß sie in eine u.U. noch zu entwickelnde Betriebsstruktur landwirtschaftlicher Betriebe hineinpassen, denn Extensivierungen und Renaturierungen in größerem Stil können nur mit Hilfe der Landwirtschaft in Agrarräumen realisiert werden.

2. Begriffsbestimmung

Was meinen wir eigentlich, wenn wir von Renaturierung von Grünland sprechen? Wir wollen uns an eine Definition halten, die PFADENHAUER (1981) so formulierte: „Renaturierung ist jede aktive, d.h. vom Menschen gesteuerte, aber auch passive (ungelenkte) regressive Sukzession, d.h. Schaffung eines im Vergleich zum Zustand in Nutzung naturnäheren Zustandes (einschließlich Regenerierung)". Letztere definiert er an gleicher Stelle folgendermaßen: „Man versteht unter Regenerierung die gezielte Wiederherstellung eines dem Ausgangszustand möglichst ähnlichen Zustandes" (PFADENHAUER 1981, 1990a; vgl. auch KLÖTZLI 1991).

Der erste im Vergleich zum gegenwärtigen Zustand der Nutzung mögliche Schritt zu einem naturnäheren Zustand wird zunächst durch Extensivierung erreicht. Diese kann durch immer weniger häufige und gravierende Nutzungseingriffe oder Düngung mehr Naturnähe erzielen, bis schließlich die ungestörte Sukzession über den langfristigen dynamischen Prozeß der Regenerierung den endgültigen Naturzustand, die vollendete Regeneration unter den gegenwärtigen Standortbedingungen herbeiführt. Daß dieser „Naturzustand" kein statischer, sondern ein dynamischer ist, sei nicht nur der Vollständigkeit halber bemerkt.

Später hat PFADENHAUER (1990b, 1991) den Schritt der Regeneration expressis verbis aus dieser Definition wieder ausgeschlossen; der entstehende Wald ist kein Grünland mehr. Nach SPATZ (1994) müßte man diese eingeengte Definition eher mit Extensivierung oder „Restitution" (Wiederherstellung) gleichsetzten. Wir wollen uns aber an die frühere Definition von 1981 halten, weil sie den ganzen Weg von der gehölzfreien Wiese oder Weide über die Triftweide bis zur Verwaldung als ein Kontinuum abgreift.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

3. Die ungestörte Sukzession auf Grünlandbrachen

Die ungestörte Sukzession, das Sichselbstüberlassen einer Fläche, ist die Maßnahme, die allein die Kräfte der Natur nutzt und ohne Eingriffe und Störungen, wie z.B. Gehölzanpflanzungen oder Nachpflanzungen, am schnellsten zu größter Naturnähe führt. Schnell ist allerdings nur relativ zu verstehen und meint einen Prozeß, der möglicherweise in 20 Jahren, aber u.U. auch erst nach vielen Jahrzehnten Strukturen entstehen läßt, die frühe oder Pionierstadien von Wäldern darstellen, die alle landwirtschaftlich genutzten Standorte künftig wieder besiedeln würden (vgl. ELLENBERG 1982).

3.1 Die Ansiedlung und Entwicklung von Gehölzen

Nicht nur für Ackerbrachen (vgl. HARD 1976; SCHMIDT 1981, 1985) gilt die Feststellung, daß in Abhängigkeit von den Verbreitungsstrategien der Gehölze und der Erreichbarkeit der Flächen für Diasporen – HARD spricht von dem sog. Distanzeffekt – Sträucher und Bäume mehr oder weniger schnell einwandern und diese besiedeln können. Auch Grünland ist glei-

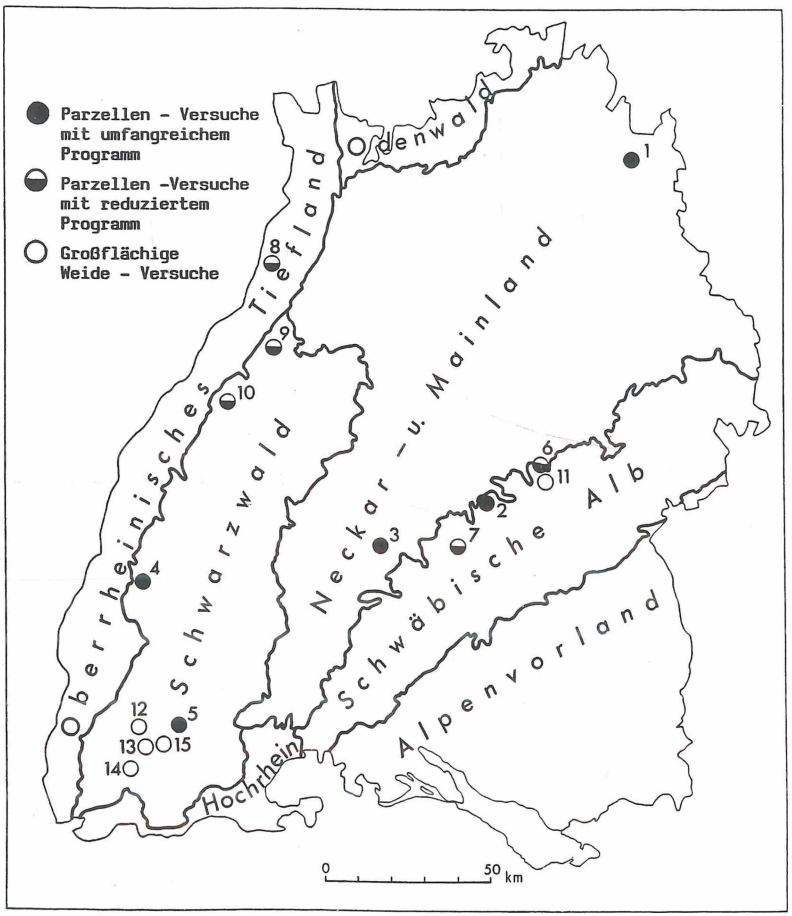


Abb. 1: Lage der Bracheversuchsflächen, die 1974/1975 in Baden-Württemberg mit unterschiedlichem Versuchsparzellenumfang eingerichtet wurden. Namen und weitere Informationen über die durch Nummern gekennzeichneten Versuchsanlagen können Tab. 1 entnommen werden.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

chermaßen für die Gehölzeinwanderung anfällig, die relativ dichte Grasnarbe kein grundsätzliches Hindernis für das Keimen eingetragener Baum-Diasporen (SCHREIBER 1993a, 1995), wie man lange Zeit geglaubt hat. Es sind nicht einmal offene Stellen, Anrisse (z.B. durch Wildschweine) oder Ameisenhaufen notwendig, die u.U. ein günstiges Keimbett bieten könnten. Nahezu alle aufgekommenen Gehölze sind in der ungestörten Grasnarbe gekeimt, wie wir in unseren inzwischen über 20-jährigen Sukzessionsparzellen auf sehr unterschiedlichen Standorten mit 14 Versuchsflächen seit 1975 in Baden-Württemberg beobachten konnten (SCHREIBER1995) (Zu den Versuchsflächen vgl. Abb. 1, Tab. 1, Tab. 2; kartenmäßige Darstellung in SCHREIBER 1993a, 1995, SCHREIBER & DIEDRICH 1995; u.a. SCHREIBER 1977, 1980a,b, 1993b, SCHREIBER & SCHIEFER 1985; SCHIEFER 1981; NEITZKE 1991).

3.1.1 Keimung und Entwicklung von Baumarten

Verschiedentlich fanden erste Besiedlungen durch Baumarten bereits im Jahr nach dem Brachfallen und dem Einrichten der Grünland-Sukzessionsparzellen statt, die sich auf einigen Flächen kontinuierlich in den Folgejahren fortsetzten (vgl. Abb. 2, 3a,b, 4; ferner Abb. 6a,b). Aber nur teilweise haben sie nach noch nicht einmal 20 Jahren bereits mehr oder weniger geschlossene (Vor-)Waldstadien mit dichtem Kronendach gebildet (Abb. 3; 6a). Nur stellenweise finden sich dort spärliche oder noch gar nicht bewaldete „Lichtungen". Auf diesen hat sich aber in den meisten Fällen inzwischen eine weitere Generation jüngster Baumkeimlinge von 10-25 cm Höhe etabliert, die z.T. bereits Arten der späteren natürlichen Wälder aufweisen (Schattkeimer).

Auf anderen Sukzessionsflächen hingegen begann die Baumartenansiedlung erst relativ spät, meist auch dann nicht kontinuierlich, sondern vielfach nur vereinzelt und in größeren Zeitabständen, so daß sich in Abb. 6c,d z.T. treppenartige Kurvenverläufe hinsichtlich der

Abb. 2: Die Sukzessionsparzelle in Hepsisau am Albtrauf. Die ersten Eschen beginnen im 3. Jahr nach Versuchsbeginn die über 160 cm hohe Glatthaferwiese zu überwachsen (rechts im Mittelgrund; Juni 1978).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Tab. 1: Die Grünlandbrache-Versuchsflächen in Baden-Württemberg, Lageangaben, wichtige Standortbedingungen und vorherrschende Ausgangsvegetation im Jahr 1974 (nach SCHREIBER 1977, verändert)

Nr.	Ort (Gewann)	Region	Höhe ü.NN m	ø Jahres-mittel-temp. °C	øNieder-schläge mm	Geologie
Parzellenversuche mit umfangreichem Programm						
1	Niederstetten-Oberstetten	Taubergebiet	± 380	8,5 - 9°	± 700	Oberer Muschelkalk (mo)
2	Eningen-St. Johann	Mittlere Kuppenalb	± 760	6 - 6,5°	± 900	Weißjura (Malm-) Kalke (w δ)
3	Rangendingen-Hart	Südwestl. Keuper-stufenrand	± 460	7,5 - 8°	± 750	Gipskeuper (km 1)
4	Ettenheim-Ettenheimmünster	Westl. Mittlerer Schwarzwald	± 250	8,5 - 9°	± 900	Mittlerer Bunt-sandstein (sm)
5	Bernau-Innerlehen	Südl. Hoch Schwarzwald	± 1100	± 5,5°	± 1800	Granite (G)
Parzellenversuche mit reduziertem Programm						
6	Weilheim-Hepsisau	Mittlerer Albtrauf	± 560	7 - 7,5°	± 900	Oberer Braunjura (bγ + ζ) und Kalkschutt
7	Burladingen-Melchingen	Mittlere Kuppenalb	± 810	5,5 - 6°	± 900	Obere Weißjura-(Malm-) Kalke (w δ)
8	Liedolsheim-Hochstetten	Nördliche Ober-rheinniederung	seit 1982 durch vorzeitige Kündigung des Pachtvertrages aufgegeben!			
9	Karlsbad-Fischweier	Albtal, NW-Schwarzwald	± 220	8 -8,5°	± 950	Auensedimente (a)
10	Baden-Baden (Plättig)	Westl. Nord-Schwarzwald	± 740	6 - 6,5°	± 1900	Granite (G)
Großflächige extensive Weideversuche						
11	Schopfloch	Mittlere Kuppenalb	± 730	6,5 - 7°	± 1000	Obere Weißjura-(Malm-) Kalke (w δ)
12	Schönau (Haselberg)	Südlicher Hoch-schwarzwald	± 730	6,5 - 7°	± 1600	Granite (G)
13	Fröhnd	Südlicher Hoch-schwarzwald	± 840	± 6°	± 1800	Gneise (gn)
14	Mambach	Wiesetal, Südwestl. Schwarzwald	± 550	7,5 - 8°	± 1400	Granite (G)
15	Todtmoos-Weg	Südlicher Hoch-schwarzwald	± 1060	± 5,5°	± 1800	Gneise (gn)

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Standortsverhältnisse	vorherrschende Ausgangsvegetation
fruchtbare, tiefgründige kolluviale Braunerden auf Bachterrasse, an Hängen mittelgründige, mäßig trockene Terra fusca mittl. Fruchtbarkeit	Salbei-Glatthaferwiesen (Dauco-Arrhenatheretum brometosum)
flachgründige, trockene Braunerde-Rendzinen über klüftigem Kalkstein, geringe Fruchtbarkeit	Weide-Halbtrockenrasen (Gentiano-Koelerietum)
höchstens mittelgründige, wechseltrockene (Rendzina-) Pelosole aus Tonmergeln, kein Wurzeltiefenwachstum möglich, geringe Fruchtbarkeit	Kalk-Halbtrockenrasen (Mesobrometum arrhenatheretosum), teilw. Saumgesellschaften (Trifolio-Agrimonietum eupatoriae)
mäßig wechselfeuchte, teilweise schwach pseudovergleyte, tiefgründige, aber nährstoffverarmte, basenarme Braunerden höchstens mittl. Fruchtbarkeit	teilw. wechselfeuchte Glatthaferwiesen (Dauco-Arrhenatheretum typicum), z.T. in magerer Subvariante
sehr tiefgründige, sonnexponierte, mäßig frische, sandig/grusig-lehmige Humusbraunerden, relativ nährstoffreiche, aufgrund der kurzen Vegetationsperiode aber landwirtschaftlich wenig fruchtbare Standorte	Flügelginsterweiden (Festuco-Genistelletum trifolietosum)
mäßig pseudovergleyte, kalkhaltige Pelosole, mittelgründig, aber durch nährstoffreicheres Hangwasser sehr fruchtbare, leistungsfähige Standorte	Montan getönte Glatthaferwiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum typicum), überweidet
überwiegend mäßig- bis mittelgründige, mäßig frische Terra fusca mittlerer Fruchtbarkeit über klüftigen Weißjurakalken, teilweise flachgründiger	Montane Glatthaferwiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum typicum), Brachypodium pinnatum-Stadien
wechselfeuchte sandige Braunerde-Gleye, feuchte bis nasse Gleye, Anmoor- und Niedermoorstandorte ± mittlerer Leistungsfähigkeit	Feucht- und Nasswiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum polygonetosum, Angelico-Cirsietum oleracei, Caricetum gracilis u.a.)
nasse Hang-Anmoor-Gleye mäßiger Fruchtbarkeit	Kälberkropf-Quellstaudenflur (Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii)
von trockener, flachgründiger Braunerde-Rendzina bis kolluvial überprägter, frischer, tiefgründiger Terra fusca relativ großer Leistungsfähigkeit; spätfrostgefährdet	Rotschwingelweiden (Alchemillo-Cynosuretum plantaginetosum bis typicum)
tiefgründige, teilweise ehemals beackerte, frische Braunerden mit sehr gutem Kaltluftabfluß	Flügelginsterweiden, Ginsterheiden (Festuco-Genistelletum trifolietosum und callunetosum)
meist sehr tiefgründige, frische Humus-Braunerden, aber nährstoffverarmt und landwirtschaftlich bestenfalls mäßig fruchtbare Standorte	Flügelginsterweiden, Ginsterheiden (Festuco-Genistelletum trifolietosum und callunetosum)
meist tiefgründige, mäßig frische bis frische Humus-Braunerden mittlerer bis großer Leistungsfähigkeit in steilen Hanglagen	Rotschwingelweiden, z.T. versaumt (Alchemillo-Cynosuretum Subass. Agrostis tenuis)
sehr tiefgründige, überwiegend frische Humus-Braunerden, aufgrund der kurzen Vegetationsperiode landwirtschaftlich nur von relativ geringer Fruchtbarkeit	Flügelginsterweiden (Festuco-Genistelletum trifolietosum)

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Tab. 2: Übersicht über die Versuchsvarianten in den Brache-Versuchsflächen in Baden-Württemberg (nach SCHREIBER & SCHIEFER1985, verändert; der Eingriff in die gelenkte Sukzession bedeutet Gehölzentfernung)

Behandlungs-maßnahmen	1. Oberstetten	2. St. Johann	3. Rangendingen Hart	4. Ettenheim-münster	5. Bernau-Innerlehen	6. Hepsisau	7. Melchingen	8. Hochstetten*	9. Fischweiher	10. Baden-Baden-Plättig	11. Schopfloch	12. Schönau	13. Fröhnd	14. Mambach	15. Todtmoos
1. Natürliche Sukzession															
1.1. ungestört	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1.2. gesteuert	x	.	(x)	(x)	(x)	x	x	.	.	.	.	.	.	.	.
1.3. ohne Wildkonkurrenz	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x	.	.	.	.	.
2. Extensive Weidenutzung															
2.1. durch Rinder	.	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.	.	x	.	x
2.2. durch Schafe	.	x	.	.	.	x	.	.	.	.	x	x	.	.	.
2.3. durch Ziegen	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(x)	.	x	.
3. Mulchen															
3.1. einmal im Jahr, Juni	.	x	x	x	.	.	.	.	x						
3.2. einmal im Jahr, August	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
3.3. jedes 2. Jahr, August	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.					
3.4. jedes 3. Jahr, August	x	x	x	x	x	.	.	.	.	.					
3.5. wie 3.2. + Entnahme	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.					
4. Kontrolliertes Brennen															
4.1. jedes Jahr	x	x	x	x	x	.	.	.	x	.					
4.2. jedes 2. Jahr	x	x	x	x	x	.	.	.	x	.					
5. Mulchen 2xjährlich															
5.1. ohne Entnahme	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
5.2. mit Entnahme	.	x	.	x	.	x	.	.	.	x					
		1981		1981		1989				1986					

(x) bisher noch keine Eingriffe zur Steuerung notwendig, deshalb wie 1.1; Ziegen erst in den letzten Jahren und nur als kleiner Trupp in Schafherde

x (Bezugsparzelle)

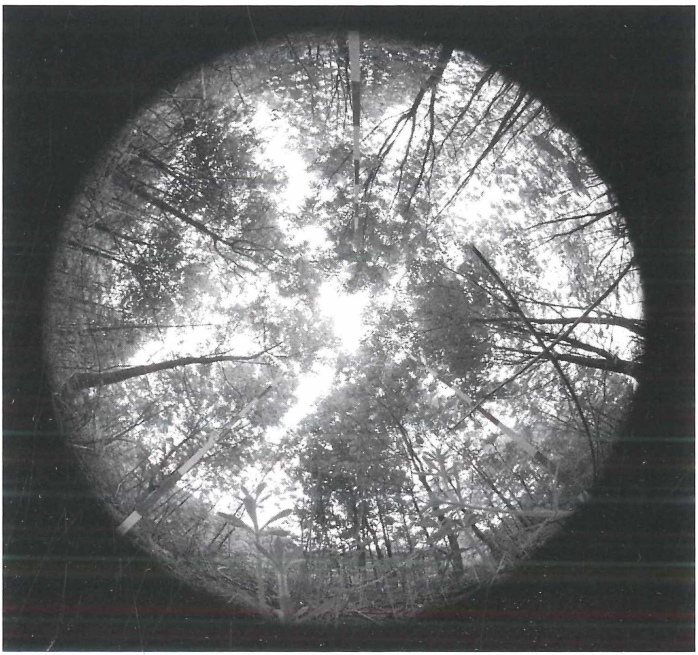
* seit 1982 ausgeschieden

Artenzahl ergeben. Die Krautschicht entspricht deshalb fast durchweg noch in Artenkombination und Aussehen Grünlandbeständen (vgl. Kap. 3.2.). Die Ursachen dieser episodischen Ansiedlungen sind sicher unterschiedlich und vielfach auch nicht ohne weiteres erklärbar; ein Grund könnte das jährlich unterschiedliche Angebot an Verbreitungseinheiten sein, so daß in reichen Samenjahren oder bei sog. Winterstehern (z.B. *Fraxinus excelsior*) im folgenden Frühjahr die Chancen für eine klimatisch begünstigte erfolgreiche Keimung besonders groß sind (Schlüssel-Schlüsselloch-Effekt).

Schließlich gibt es eine Gruppe von Sukzessionsflächen, auf denen bis heute noch kein Gehölz hat Fuß fassen können (vgl. Abb. 5; ferner Abb. 6e). Selbst in den Pflanzenbestandsaufnahmen seit Beginn der Versuchsanstellung (für 1975-1987: NEITZKE 1991; für 1991: HÜLSS 1991) ist in den entsprechenden Dauerquadraten von 5 x 5 m Größe nie auch nur ein Baumkeimling aufgenommen worden. Auch hier sind die Ursachen vielfältig und miteinander verwoben. Einmal mögen sie an den keimungs(be)hindernden hohen, beschattenden Mädesüß- bzw. Hochstaudenfluren auf nassen Gleyen und Anmoorstandorten mit Streulage im Frühjahr liegen (z.B. Fischweier (vgl. Abb. 7) im feuchten Albtal des Nordschwarzwaldes; vgl. SCHREIBER & DIEDRICH 1995), zum anderen an der mächtigen, lockeren Streuauflage sehr wüchsiger Grünlandbestände auf fruchtbaren kolluvialen Böden in einem der sehr spätfrostgefährdeten großen Trockentalsysteme der Schwäbischen Alb (Schopfloch, Abb. 5; vgl. SCHREIBER & DIEDRICH 1995). Die aus den meist erst im Frühjahr windverbreiteten Diasporen von *Fraxinus excelsior* und den Ahornarten *Acer pseudoplatanus, Acer platanoides* und *Acer campestre* austreibenden Keimlinge, die vorwiegend die erste Garnitur der Pionierbaumarten in unseren Versuchen bilden, sind sehr spätfrostempfindlich; besonders in diesen gefährdeten Lagen und an Jungbäumen (Grasfrost!) ist nach meinen Beobachtungen häufig

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

a



b

Abb. 3: Nach 20 Jahren hat sich auf der Sukzessionsparzelle in Hepsisau ein dichter Eschen-Ahorn-(Vor-)Wald von über 10 m Höhe entwickelt (a); im April 1995 ist in dem noch unbelaubten Zustand links unten ein breites, schon begrüntes Rosengebüsch zu sehen, von oben dringt ein ebenfalls im Laub stehender Schlehenpolycormon in das Eschenstangenholz. Im Sommer ist das Kronendach ziemlich dicht geschlossen (b); in der Krautschicht sind – in einem zerfallenden *Rubus fructicosus-Polycormon* – einige Triebe von *Galium aparine* in der Fish-eye-Aufnahme (180°) zu erkennen, das als Stickstoffzeiger auf den Nährstoffreichtum der Sukzessionsfläche hinweist.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Abb. 4: In den Halbtrockenrasen von St. Johann (mittl. Kuppenalb) hat sehr frühzeitig und unbemerkt eine Invasion von vielen Hundert Eschen stattgefunden, die nur einen sehr geringen Jahreszuwachs (meist 0,5-2 cm/a) aufwiesen. Bei zahlreichen Ab- und Neuzugängen haben nur wenige Exemplare den Trespen- und Fiederzwenken-reichen Bestand überwachsen können und neben der kräftigen Eiche und der Kiefer rechts hinten als Einzelbäume auf der Fläche Höhen von etwa 100-150 cm erreicht (Mai 1995).

ein Teil- oder Totalfrostschaden an dem ersten Blattaustrieb entstanden, dem erst Wochen später die zweite Blattgarnitur folgt. An der Art der Verzweigung läßt sich dieses Phänomen auch später noch erkennen (SCHREIBER 1969; BASTIAN & SCHREIBER 1994), sofern die Bäume überleben.

Dies sind jedoch nur unzulängliche Versuche einer Erklärung, denn in anderen Versuchsanlagen haben unter feuchten bis nassen oder spätfrostgefährdeten Standortbedingungen empfindliche Pionierarten wie *Acer* spec. oder *Fraxinus excelsior* trotz mächtiger Streulagen erfolgreich keimen und wachsen können (z.B. Plättig). Schließlich sind alle diese Standorte von Natur aus Waldgebiete (ELLENBERG 1982), keine einzige unserer Versuchsflächen repräsentiert auf den verschiedenen eingefangenen ökologischen Gradienten (vgl. u.a. SCHREIBER 1993; SCHREIBER & DIEDRICH 1995; Tab. 1) extreme, natürlicherweise waldfreie „Sonder-"Standorte.

Nicht nur für ein erfolgreiches Keimen, sondern auch für das spätere Wachstum der etablierten Bäume und die damit verbundene Strukturänderung auf den ursprünglichen Grünlandbrachen spielen die Standortverhältnisse eine wichtige Rolle. Auf fruchtbaren, leistungsstarken Standorten haben wir z.B. in Hepsisau in der Zeitspanne von 1988-1992 bei einem damals bereits > 7 m hohen Eschen-Ahornwald einen durchschnittlichen jährlichen Höhenzuwachs von ca. 60 cm bei *Acer pseudoplatanus*, von 80 cm bei *Fraxinus excelsior* messen können (BRINKMANN 1993). Dieser Standort wird trotz seinen mittelgründigen, tonigen Böden am Albtrauf durch nährstoffangereichertes Hangzugwasser von den Acker-Hochflächen der Schwäbischen Alb zu höchster Produktivität angeregt. Der Höhenzuwachs der Bäume war jedoch in den Anfangsjahren des Versuches bei weitem nicht so kräftig (ca. 30-40 cm/a bei

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Abb. 5: Der untere Teil der Sukzessionsparzelle mit sehr fruchtbaren Böden in der Schafweide von Schopfloch ist bis jetzt völlig gehölzfrei geblieben. Nur im näheren Umfeld des Buchenwaldschirms haben sich auf den höher liegenden, dort bereits mittelgründigen, mäßig trockenen Standorten etliche Gehölze, unter ihnen überwiegend Eschen mit Höhen von 0,5 bis 3 m, angesiedelt, die sich vor dem dunklen Trauf des Waldes abheben (August 1993).

den Eschen), nahm jedoch im Laufe der Jahre deutlich zu. Deshalb ergibt sich in Abb. 6a bei der Höhenzuwachskurve ein progressiver Anstieg.

Der relativ geringe Zuwachs der Jungbäume in den ersten Jahren nach der erfolgreichen Keimung war allerdings auf allen Standorten zu beobachten. Auf den flachgründigen Rendzinen in St. Johann (Albhochfläche) betrug er bei den Eschen sogar sehr häufig nur zwischen 0,5-2 cm/a, so daß wir die Invasion von mehreren Hundert *Fraxinus excelsior*-Bäumchen zunächst in dem *Bromus erectus*-reichen, relativ hohen Halbtrockenrasen gar nicht bemerkten. Aber auch später (vgl. z.B. Karten bei SCHREIBER 1995) zeigten die z.T. mehr als 10 Jahre alten Eschen-Heister nur Höhenzuwächse von 10 bis maximal 40 cm (vgl. Abb. 6b), viele von ihnen überragen selbst heute den Grasbestand kaum. Hier haben die wenigen älteren, überlebenden *Fraxinus*- und *Acer pseudoplatanus*-Bäume kaum Höhen über 100-150 cm erreicht; die Struktur dieser Sukzessionsparzelle ist noch keineswegs nennenswert durch die Gehölzansiedlung geprägt, obwohl eine Kiefer bereits die Höhe von 4 m überschritten hat (Abb. 4).

3.1.2 Verbuschung durch Sträucher

Handelt es sich bei den meisten Pionierbaumarten in unseren Versuchen um anemochor, nur selten auch ornithochor verbreitete Phanerophyten, sieht dies bei den Strauchartigen (*Phanerophyta caespitosa*) anders aus: Hier herrschen ornithochore, vor allem aber vegetative Ausbreitungsstrategien in Form von Sproßkolonien, von Polycormonentwicklung vor. Um letztere tatsächlich wirksam werden zu lassen, müssen zur Polycormie befähigte Sträucher in unmittelbarer Nähe der Sukzessionsparzellen anwesend oder – da beide Strategien häufig miteinander gekoppelt sind -, deren Diasporen durch Vögel in die Fläche oder deren Umfeld eingetragen worden sein. Dies betrifft vor allem *Rubus*- und *Prunus*-Arten (insbesondere *Prun-*

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

us spinosa), die in den Sukzessionsparzellen der trockenen bis frischen Lagen bei der Verbuschung häufig eine dominierende Rolle spielen und je nach Produktivität der Standorte und Wanderungsgeschwindigkeiten von 0,5 bis > 1 m/a in und durch die Flächen wandern. Viele ehemalige Weinberge des Taubergebietes, die seit der Reblauskalamität und der Wirtschaftslage Anfang dieses Jahrhunderts brachgefallen oder nur episodisch als Acker- oder Grünland genutzt worden sind, legen ein beredtes Zeugnis über die Langfristigkeit der Schlehenverbuschung als eine Art Dauerstadium ab, in deren Schutz im Sinne der Polycormon-Theorie von

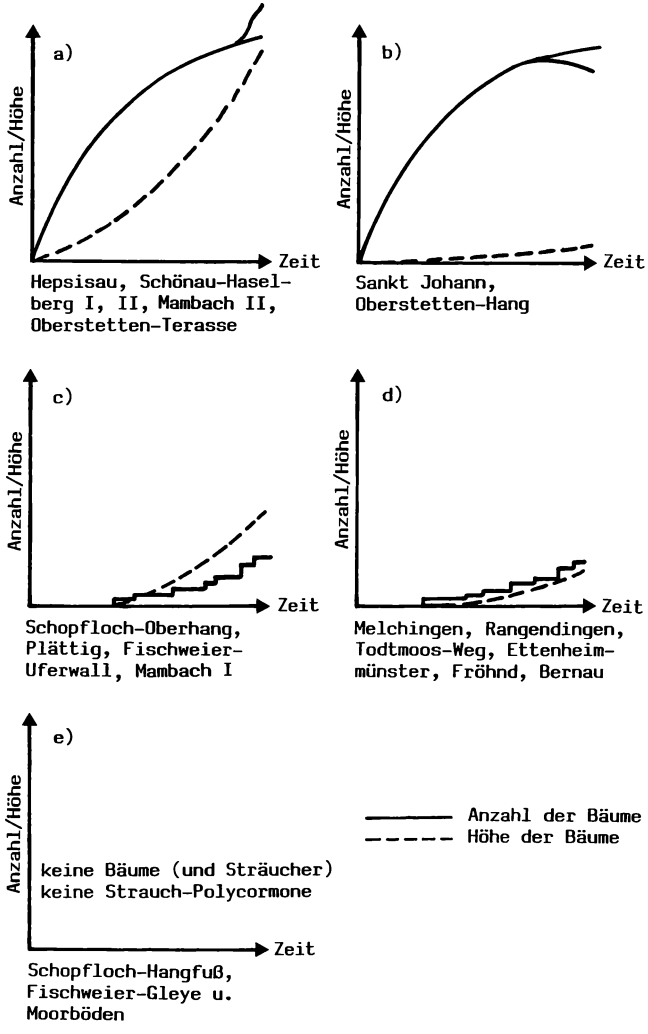


Abb. 6: Typen der Baumentwicklung auf den verschiedenen Sukzessionsflächen der Bracheversuche in Baden-Württemberg. Auf einem Teil der Flächen war ein rasches, fast kontinuierlich steigendes Aufkommen von Bäumen festzustellen, in jüngster Zeit z.T. mit erneutem, kräftigem Keimlingsschub, die auf produktiven Standorten ein rasches Wachstum zeigten (a), auf produktionsschwachen Standorten hingegen nur sehr langsam wuchsen und durch Absterben schließlich auch größere Verluste als Neuzugänge aufwiesen (b). Auf anderen Flächen sind erst relativ spät erste Bäume aufgetreten; ihre Anzahl stieg auch dann nicht kontinuierlich, sondern nahm mit wenigen Zugängen in verschiedenen Jahren einen treppenförmigen Verlauf (c,d), je nach Standortbedingungen mit kräftigem (c) oder geringem (d) Zuwachs. Einige Flächen blieben bisher baum- und strauchfrei (e).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

JAKUCS (1969, 1972; vgl. auch HARD 1976) auch einige Bäume hochkommen konnten (u.a. *Prunus*-Arten, *Pinus sylvestris* u. *nigra*). Selbst die standörtlich extremen und als waldfrei geltenden *Sesleria caerulea*-Halden des jetzigen Naturschutzgebietes Steinenberg bei Königheim (Nähe Tauberbischofsheim, Taubergebiet) werden trotz der immer noch währenden Hangbewegung sehr langsam mit Schlehen, aber auch mit Schwarzkiefern besiedelt, deren Heister vor fast 40 Jahren nur wenige Dezimeter groß waren, heute z.T. aber schon recht stattliche Bäume von 5-7 m Höhe geworden sind; andererseits gibt es dort aber auch immer wieder durch Trockenheit verursachte Abgänge, wie wir sie auch bei der Eschenverjüngung der Halbtrockenrasen-Sukzession in St. Johann (Schwäbische Alb) beobachten konnten.

Vor allem, wenn Sitzwarten vorhanden sind, kann es im Laufe der Zeit zu einer Ansiedlung zahlreicher durch Vögel verbreiteter Straucharten kommen. So hat sich z.B. unter den alten Streuobstbäumen in der Versuchsanlage Rangendingen – auf flach- bis mittelgründigen, wechseltrockenen Tonböden (Pelosolen) – bei sonst sehr langsamer Einwanderung vor allem von windverbreiteten Kiefern (*Pinus sylvestris*), unter dem Kronendach einiger vergreisender Apfel- und Birnenbäume inzwischen ein z.T. kaum mehr passierbares, dichtes und 1-3 m hohes Dickicht von Schlehen, Wolligem Schneeball, Liguster und Roter Heckenkirsche (*Prunus spinosa, Viburnum lantana, Ligustrum vulgare, Lonicera xylosteum,* u.a.) gebildet; die übrige Fläche der Sukzessionsparzelle hingegen entspricht auch nach 20 Jahren noch weitgehend einem grasreichen, aber durch Saumarten geprägten Extensiv-Grünland des Salbei-Glatthaferwiesen-Typs mit stärkeren Anteilen von *Bromus erectus* und *Brachypodium pinnatum*. Sehr langsam dringt die Schlehe aber auch über lange Wurzelsprosse von benachbarten Flächen ein (ca. 20-50 cm/Jahr) und beginnt geschlossene Polycormone zu bilden.

Die erfolgreiche Ausbreitungsstrategie scheint insgesamt aber eher die vegetative Sproßkoloniebildung zu sein – auch wenn sich in Hepsisau unter dem Eschen-Ahorn(vor)wald inzwischen ein geschlossenes Rosengebüsch (*Rosa* cf *canina*) auf > 50 m² Fläche ausgedehnt hat; sonst kommt die Wildrose nur in einzelnen Büschen vor -. Denn nur sie hat z.B. in Hepsisau, Oberstetten, Schönau-Haselberg, Fischweier und Melchingen zu dichten, großen und flächendeckenden Strauchpolycormonen geführt, die die vorhandene Grünlandvegetation meist vollständig verdrängt haben.

Vor allem bei *Rubus fructicosus*-Polycormonen kann es bei starker Beschattung, wie z.B. unter dem dichten Laubwald des inzwischen > 10 m hohen Eschen-Ahorn(vor)waldes auf der Sukzessionsparzelle in Hepsisau, bald wieder zu einem Zerfall des ehemals geschlossenen Polycormons kommen, so daß hier vereinzelt neue *Rubus*-Triebe, vor allem aber Moose die fast vegetationsfreie Bodenoberfläche besiedeln.

3.1.3 Einige Anmerkungen zur Gehölzsukzession

Wie die Zusammenfassung der vorstehend geschilderten Abläufe der Gehölzsukzession in Abb. 6 zeigt, lassen sich zum einen sehr deutliche Beziehungen zu der Leistungsfähigkeit der Standorte herstellen (Abb. 6a,b und 6c,d; vgl. auch KOLLMANN 1994). Die übrigen Muster, wie der spätere und meist immer nur vereinzelte Keimungserfolg von Verbreitungseinheiten der Bäume oder Sträucher oder gar das – bis jetzt! – völlige Fehlen jeglicher Gehölze, bleiben trotz der Erklärungeversuche unklar und müssen teilweise wohl auch als zufällig angesehen werden.

Von den in Abb. 6 dargestellten Typen ausgehend kann man auch einen Invasionstyp und einen – u.U. nur partiellen – Persistenztyp unterscheiden, soweit es die generative Gehölzentwicklung betrifft. Schließlich bietet sich auch ein Polycormontyp im Hinblick auf die Einwanderung von sproßkoloniebildenden Sträuchern an, der mit dem Invasionstyp, aber auch mit dem Persistenztyp gekoppelt sein kann (z.B. Hepsisau bzw. Oberstetten-Hang).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Mir scheint, daß keine der häufiger diskutierten allgemeineren Modellvorstellungen zum Sukzessionsablauf (vgl. z.B. EGLER 1954; MACARTHUR & WILSON 1967; CONNELL & SLATYER 1977; GRIME 1979; in der Weiterentwicklung PRACH 1986, 1990; TILMAN 1985) alle hier vorgestellten Entwicklungen in einem befriedigenden Erklärungsmodell erfaßt. Am deutlichsten sind Parallelen zu den von PRACH (1986, 1990) an Brachflächen in Böhmen entwickelten Vorstellungen zu erkennen. Manche Hypothesen sind wohl eher auf Längerfristigkeit ausgelegt; und einige herausgefundene Unterschiedlichkeiten in der relativ kurzen Periode von 20 Jahren würden bei einer umfangreicheren Zeitskala möglicherweise zusammenschrumpfen. Die nahezu zeitlose, aber sicher richtige Feststellung, daß auf allen potentiellen Waldstandorten sich auch wieder ein Klimaxwald einstellen wird, zeigt dies deutlich.

Manche Vorstellungen mögen auch aus Beobachtungen eines räumlichen Entwicklungsmusters entstanden sein, das man in ein zeitliches Nacheinander eingeordnet hat. Die Gefahr, die in einem solchen Vorgehen steckt, hat ja in den 70er Jahren – nicht zuletzt unter dem Einfluß des Symposiums der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde in Rinteln mit dem Thema „Sukzessionsforschung" (SCHMIDT 1975) – den Impuls zu langfristigen Untersuchungen von Sukzessionsprozessen auf den gleichen Flächen verstärkt. Bei dem heutigen Kenntnisstand, der manches über die Vielfältigkeit – und auch Zufälligkeit – der verschiedenen Entwicklungswege und Sukzessionsprozesse aufzeigt, scheint mir die Konzeption eines allgemein gültigen Modells noch verfrüht.

3.2 Die Krautschichtentwicklung auf den ungestörten Sukzessionsflächen

Schon bald nach der Einstellung jeglicher menschlicher Einflußnahme auf den seit 1975 eingerichteten Sukzessionsparzellen begann eine allmähliche Bestandsentmischung und Musterbildung durch relativ wenige, dominierende Arten der Krautschicht. Auf den nährstoffreicheren Standorten waren es vornehmlich Kräuter, wie z.B. *Geranium sylvaticum* in Hepsisau, die sich zu größeren Herden entwickelten, nährstoffreiche Verhältnisse bevorzugen und dort den Charakter von nitrophilen Hochstaudengesellschaften andeuteten (vgl. SCHREIBER & SCHIEFER 1985). Dies wird durch das immer häufigere Auftreten von *Urtica dioica*-Herden oder anderen Stickstoffzeigerpflanzen (Abb. 3b) in den Sukzessionsparzellen der produktiven Standorte unterstrichen; dies läßt bei starkem inneren Nährstoffkreislauf durch interne Rückverlagerung im Herbst auf ein Anreicherungssystem schließen (vgl. Abb. 8).

Auf den mäßig nährstoffversorgten bis armen, leistungsschwachen Standorten hingegen vollzieht sich dieser Wandel weitaus langsamer, es dominieren vielfach für lange Zeit Gräser. Aber auch hier nehmen Anzahl und Deckungsgrad nährstoffanspruchsvollerer Arten zu. So verdrängt z.B. *Brachypodium pinnatum* langsam aber ständig fortschreitend *Bromus erectus* aus der Sukzessionsparzelle des Halbtrockenrasens in St. Johann und verändert mit seiner schwerer zersetzbaren, länger verbleibenden und dichteren Streu allmählich die Standortbedingungen. Eine gewisse „Versaumung" mit Arten der thermophilen Saumgesellschaften ist im allgemeinen erst in jüngerer bis jüngster Zeit, also nach etwa 15-20 Jahren Laufzeit der Versuche, zu beobachten, mit Ausnahme der Schwarzwaldhochlagen.

Eine Ausnahmne bilden die z.T. schon > 10 Jahre vor Versuchsbeginn brachgefallenen und in die Versuchsanstellung einbezogenen Sukzessiosflächen in Rangendingen (vgl. SCHIEFER 1981) mit ehemals wechseltrockenen Salbei-Glatthaferwiesen, die bereits schon Ende der 70er Jahre eine den thermophilen *Trifolium medium*-reichen Säumen sehr ähnliche Artengarnitur auswiesen; abgesehen von der erwähnten Besiedlung mit einigen Kiefern und vogelverbreiteten Sträuchern unter den Streuobstbäumen hat sich, bei allerdings jährlich wechselnden Konfigurationen der Verbreitung von Dominanzmustern, der Pflanzenbestand bis heute jedoch kaum verändert.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Insgesamt findet eine Artenverarmung statt (SCHREIBER & SCHIEFER 1985), aber solange sich weder der Baumbestand beschattend ausbreitet noch Sträucher wie Schlehe, Liguster oder *Rubus*-Arten, Schneeball oder Wildrosen zu dichten Gebüschen schließen und die Krautschicht ausdünnen und schließlich verdrängen, bleiben die Pflanzengemeinschaften trotz des Wegfalls des wichtigsten Standortfaktors, nämlich der Mahd oder des Verbisses, in der Regel als Grünlandbestände ihren Ausgangsgesellschaften zunächst in der Artengarnitur sehr ähnlich, wenn auch mit z.T. deutlich anderen Deckungsgraden der einzelnen Arten, der bereits erwähnten Musterbildung und unter Hinzutreten anderer Arten (vgl. NEITZKE 1991). Das Lebensformenspektrum verändert sich zwar, aber in erster Linie in den Deckungsanteilen einzelner Lebensformen am Bestand der Sukzessionsflächen; der Rückgang von Rosetten-Hemikryptophyten, inzwischen auch Knollen-Geophyten, ist auffällig, aber sie sind noch keineswegs vollständig verschwunden (vgl. BRIEMLE & SCHREIBER 1994).

Die Dominanzmuster werden in den einzelnen Anlagen trotz unterschiedlicher Standortverhältnisse in der Regel nur von wenigen Arten gebildet, die häufig Deckungsanteile von über 80 % erreichen können (vgl. Abb. 7), fast immer aber über 50 % liegen. Auf dem Kalk-Halbtrockenrasen, einem ehemaligen *Gentiano-Koelerietum* in St. Johann, machen sich fast ausschließlich (auf mehr als vier Fünftel der Gesamtfläche der Sukzessionsparzelle) nur zwei Arten, nämlich *Bromus erectus* und *Brachypodium pinnatum*, die endgültige Vorherrschaft streitig, wobei die Fiederzwenke ihren Anfang von einer etwa 1,5 m^2 großen Herde am Rande der Parzelle genommen (vgl. SCHIEFER 1981), aber bereits über die Hälfte der Fläche erobert hat (Dominanzmusterkarten bei SCHREIBER 1995, SCHREIBER & DIEDRICH 1995).

Abb. 7: In Fischweier im Albtal haben die Standortverhältnisse, insbesondere der Feuchtegradient von den noch grundwassernahen Braunerde-Oxygleyen auf dem Uferwall des Flusses bis zu den Anmoor-Gleyen und Niedermoorböden am Talrand (von links nach rechts) eine deutliche Vegetationszonierung in der Sukzessionsparzelle herbeigeführt: Auf dem Uferwall entstand eine hohe, dichte Rohrglanzgraszone, dazwischen entwickelte sich ein breiter Gürtel mit einem dichten Filz der Zittergras-Segge, die die Sumpfseggen-reiche Mädesüßflur (rechts) aus diesem Bereich auf die nasseren Standorte verdrängte (Juli 1994).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Verschiedentlich pausen sich in den Mustern auch die wechselnden Standortverhältnisse einer Fläche durch, wenn die Unterschiede größer sind. In Fischweier im Albtal des Nordschwarzwaldes hat sich sogar eine deutliche Zonierung ergeben (Abb. 7; vgl. SCHREIBER & DIEDRICH 1995). Auf den noch mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden etwas höheren, grusig-sandigen Uferwällen der Alb und ihren Braunerde-Oxygleyen haben sich nur Reste einer wechselfeuchten Glatthaferwiese gehalten, die zunehmend von einem dichten und hohen, fast einartigen Bestand des Rohrglanzgrases (*Phalaris arundinacea*, Rhizom-Geophyt) verdrängt worden ist. Auf den zum Talrand leicht abfallenden, früher durch einen breiten Graben entwässerten Naßgley-, Anmoor-Gley und Niedermoor-Standorten hingegen steht eine Sumpfseggen-reiche Mädesüß-Hochstaudenflur, die 1975 noch in den Glatthaferwiesenähnlichen Pflanzenbestand auf dem Uferwall hineinstieß. Zwischen der *Phalaris*-Zone und der Mädesüßflur hat *Carex brizoides* einen durchgängigen Gürtel von mehreren Metern Breite ausgebildet; die rhizombildende Zittergras-Segge war hier 1975 in zwei bis drei kleinen Herden von wenigen Quadratmetern vorhanden und setzte sich sowohl gegen *Phalaris arundinacea* als auch *Filipendula ulmaria* auf den Gleyen durch (vgl. Abb. 7).

Betrachtet man die Ausbreitungsstrategien der dominierenden Arten der Krautschicht, so verfügt der größere Teil über die Fähigkeit zur Polycormonbildung durch unter- oder oberirdische Rhizome bzw. Ausläufer, eine Strategie, die sich auch bei vielen nicht oder nur subdominant auftretenden Arten wiederfindet. Weniger häufig, aber auch als dominante Arten vertreten, sind hochwüchsige horstartige Hemikryptophyten, wie z.B. *Arrhenatherum elatius* oder *Angelica sylvestris*. Die ungestörte Sukzession scheint diese Ausbreitungsstrategien, die bereits GRIME (1979) als „primary strategies" hervorhebt, zumindest solange, wie es sich ohne entscheidende Gehölzkonkurrenz um Grünland(ähnliche)- Bestände handelt, in der Konkurrenzauseinandersetzung zu fördern (vgl. SCHIEFER 1981; BRIEMLE & SCHREIBER 1994 sowie die Artenlisten von NEITZKE 1991).

Die Dauerquadrate spiegeln aber in vielen Fällen die tatsächlichen Veränderungen, Musterbildungen und Gehölzentwicklungen kaum mehr wider. Deshalb sind in den letzten Jahren wiederholt Gehölz- und Dominanzmusterkartierungen der Krautschicht in allen 14 noch existierenden Versuchsflächen durchgeführt worden (z.T. in SCHREIBER1993, 1995, SCHREIBER & DIEDRICH 1995).

3.3 Veränderungen der Standortverhältnisse im Laufe einer 20-jährigen Sukzession

Überraschenderweise haben sich zwischen den – wenn auch extensiv – genutzten Parzellen (z.B. zweimal Mulchen jährlich ohne Düngung) und der Sukzession bislang keine nennenswerten Standortveränderungen ergeben. Die Gehalte an organischer Substanz und deren C/N-Verhältnis sind etwa auf gleichem Niveau, in den Phosphat- und Kaliumgehalten gibt es kaum Unterschiede, auch die potentielle Stickstoffmineralisierung scheint auf der Sukzessionsfläche nur unwesentlich niedriger zu liegen (vgl. SCHREIBER 1986 sowie BROLL & SCHREIBER 1993, 1994). Auch der pH-Wert scheint keinen großen Veränderungen zu unterliegen. Lediglich auf einigen der sauren Standorte, wie Fischweier oder Bernau, zeichnet sich ein leichter Trend zur Versauerung auf den Sukzessionsparzellen ab. Vor allem in Bernau darf mit gutem Grund vermutet werden, daß die Vegetation selber die unmittelbare Ursache ist, wie hier die starke und inzwischen große Teile der Fläche bedeckende Ausbreitung von *Vaccinium myrtill*us; die Heidelbeere ist ja bekannt dafür, daß ihre Streu zu Rohhumusbildung beiträgt, obwohl wir bis jetzt auf der Sukzessionsparzelle Bernau immer noch eher Mull- als Moderformen vorfinden (BROLL & BRAUCKMANN 1994).

Am stärksten haben sich die Strukturverhältnisse auf den Sukzessionsflächen verändert (vgl. Abb. 6). Sowohl durch die Lebensformverschiebung in der Krautschicht (BRIEMLE & SCHREIBER 1994), die z.T. sehr starke Streuakkumulation (SCHREIBER & SCHIEFER 1985;

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

SCHREIBER 1987), als auch besonders durch die Gehölzentwicklungen sind für Pflanzen und Tiere z.T. gravierende Umstellungen im Bestandsklima und den Lebensraumbedingungen erfolgt, die sich inzwischen auch faunistisch nachweisen lassen (HANDKE 1988; SCHREIBER et al. 1994; BRAUCKMANN et al. 1995).

4. Extensives Grünland-Management – extensive Grünlandnutzung zur Freiflächenpflege

Um Grünland im Sinne der eingangs formulierten Definition zu renaturieren, bedarf es nicht erst der völligen Ungestörtheit, die die Sukzession einleitet. Auch weniger gravierende Schritte, wie eine Extensivierung der Nutzung oder landespflegerische Maßnahmen, die frühere extensive Nutzungen gewissermaßen imitieren, gehören dazu.

4.1 Extensives Grünland-Management – pflegerische Maßnahmen ohne Produktionsinteresse

Als zur Zeit des großen Brachfallens Ende der 60er, Anfang der 70er Jahre – MEISEL (1975) sprach in einem Umschau-Artikel von 275 000 ha Sozialbrache in der BRD – die Landwirtschaft mit dem ungedüngten, aus Naturschutzgesichtspunkten oder zur Offenhaltung der Agrarlandschaft relativ spät (Mitte-Ende Juni) geschnittenen Aufwuchs gepflegter Grünlandbrachen im Rahmen der steigenden Milchproduktion durch Intensiv-Rinderhaltung nichts anzufangen wußte, mußte man versuchen, Mittel und Wege zu finden, die anfallenden Mengen sinnvoll zu beseitigen! Wir haben deshalb in den Bracheversuchen in Baden-Württemberg das Problem durch Recycling an Ort und Stelle zu lösen versucht: Nämlich einmal durch Mulchen, d.h. Zerkleinern des Aufwuchses und diesen an Ort und Stelle verrotten lassen; ferner durch das sog. „Kontrollierte Brennen" der Streu. Beide Maßnahmen wurden in verschiedenen Parzellen zeitlich gestaffelt (vgl. Tab. 2). Ergänzt wurde das Programm neben den bereits besprochenen Sukzessionsflächen durch extensive Beweidung mit Rindern, Schafen oder Ziegen, wobei möglichst einheimische Landrassen Verwendung finden sollten (z.B. im Hochschwarzwald das sog. „Vorderwälder" oder das „Hinterwälder" Rind). Erst später wurden auch Parzellen mit „Mähen und Abräumen" eingerichtet, das ursprünglich aus Arbeits- und Kostengründen nicht in Frage kam.

4.1.1 Mulchen

Das Mulchen 2x jährlich zu den früher üblichen Terminen einer Zweischnittwiesennutzung Mitte Juni und Mitte August – und als deren Ersatz gedacht – kann nach nunmehr 20 Jahren als eine Maßnahme angesehen werden, die eine Grünlandgesellschaft etwa in ihrer Ausgangssituation erhalten kann (SCHREIBER & NEITZKE 1992). Sie kann das Mähen mit Abräumen und bis zu einem gewissen Grade die extensive Beweidung ersetzen. Stellenweise wurden die Bestände sogar pflanzensoziologisch in ihrer Artengarnitur sowie im Sinne des Naturschutzes optimiert (NEITZKE 1991). Fast überall ist eine durchaus deutliche Artenzunahme gegenüber dem Ausgangszustand festzustellen (vgl. auch schon SCHREIBER & SCHIEFER 1985); selbst die – unter der Streudecke der Sukzessionsparzellen leidenden – Rosetten-Hemikryptophyten haben z.T. deutlich höhere Deckungsgrade erreicht (BRIEMLE & SCHREIBER 1994). Einerseits mag dies an der meist fehlenden Streudecke liegen, denn der gemulchte Aufwuchs wird bis heute selbst bei großen Mengen (Hepsisau > 60dt/ha beim ersten Schnitt selbst noch 1994!; vgl. Abb. 9) in der Regel innerhalb von 4-6 Wochen mehr oder weniger vollständig abgebaut (SCHREIBER & SCHIEFER 1985), lediglich in den Hochlagen dauert der

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

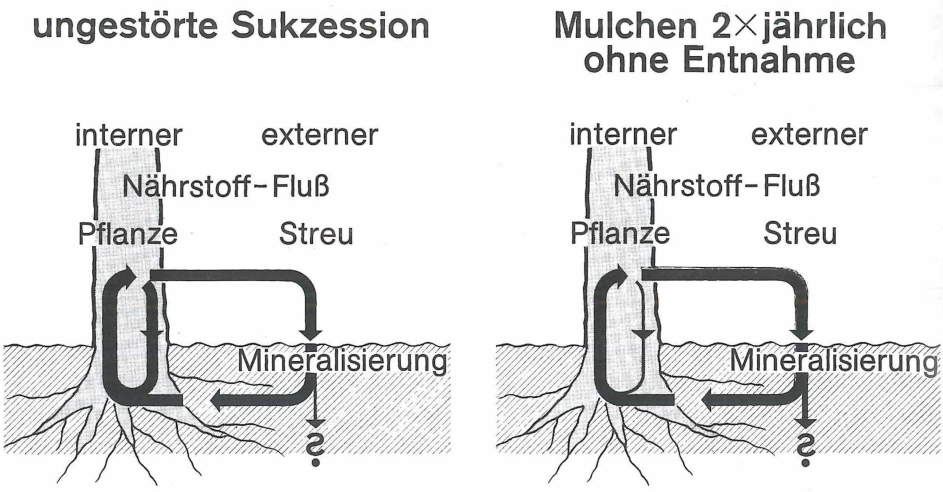


Abb. 8: Nährstoffkreislauf bei ungestörter Sukzession und bei 2x jährlichem Mulchen. Während die Pflanzen in der ungestörten Sukzession einen Teil der Nährstoffe im Spätsommer/Herbst in Sproßbasis und andere Vorratsorgane rückverlagern können (interner Kreislauf), findet beim Mulchen praktisch ausschließlich die Wiederaufnahme der im Aufwuchs vorhandenen Nährstoffe nach ihrer Mineralisierung über den äußeren Weg Boden/Wurzel statt. Stickstoffzeigerpflanzen weisen die Sukzession als ein Anreicherungssystem aus, während eine deutliche Zunahme der Armutszeiger in den Mulchparzellen ein Aushagerungssystem andeutet.

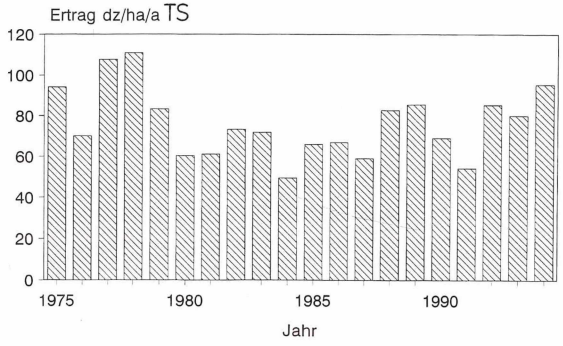


Abb. 9: Die Ertragsleistung der 2x gemulchten, aber ungedüngten Parzellen in Hepsisau von 1975-1994. Sie liegt mit den Spitzenwerten um 100 dt/ha/a sehr hoch.

Abbau etwas länger. Ein weiterer Grund ist vermutlich in den etwas lichteren, obergrasärmeren Beständen bei zweimaligem Mulchschnitt zu suchen, die den Rosettenpflanzen bessere Überlebens- und Konkurrenzbedingungen verschaffen. Schließlich haben wir es trotz der fehlenden Entnahme mit einem Aushagerungssystem zu tun (vgl. Abb. 8); trotz bisher fehlender experimenteller Nährstoffbilanzierung scheint die deutliche Zunahme an Armutszeigerpflanzen bei 2x jährlichem Mulchen für Nährstoffverluste vor allem an Stickstoff zu sprechen. Dabei ist vermutlich in dem dicht durchwurzelten Oberboden eher an gasförmige Verluste durch Denitrifikation zu denken (vgl u.a. PRADE & TROLLDENIER 1988; BAKKEN 1988; SCHEFFER & KUNTZE 1991; SPATZ et al. 1992) als an Auswaschung.

Dennoch scheint die bereits von SCHIEFER (1984) getroffene Feststellung, daß Grünland von Natur aus auf produktiven Standorten nur wenig oder kaum auszuhagern ist – im Prinzip auch in der Folgezeit von BRIEMLE 1990; BRIEMLE & ELSÄSSER 1992 bestätigt – auch für das

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

zweimalige Mulchen jährlich auf Gunst-Standorten zuzutreffen. Denn trotz des erhöhten Anteils an Magerkeitszeigern hat z.B. die ungedüngte(!) Mulchparzelle in Hepsisau zwar jährlich stark wechselnde, aber trotzdem selbst nach 20 Jahren Höchsterträge gebracht (1994: ca. 95 dt/ha; Abb. 9). Auf längere Sicht könnte man aber SPATZ (1994) wohl zustimmen, daß das Ertragsniveau auch solcher leistungsfähigen Standorte (etwas) sinken wird; aber es bleiben eben von Natur aus Gunst-Standorte, die man nicht absolut verarmen kann.

Es besteht kein Zweifel, daß das Mulchen einen negativen Effekt auf die Fauna, vor allem auf Wirbeltiere, hat, der größer als beim Mähen ist (vgl. Anmerkung bei HANDKE 1988, S. 138; SPATZ 1994, S. 144), letzteres eine Maßnahme, der wir aber die Entstehung von Wiesen und die entsprechenden „neuen" Tierhabitate in der Kulturlandschaft verdanken. Genauso unzweifelhaft ist aber auch, daß in unseren Versuchen die Anzahl der Insektenarten und -individuen, zumindest bei Spinnen, Laufkäfern und Wanzen, eher höher ist als auf den „sanfter" behandelten Weideparzellen (vgl. KAISER 1995; HEMKER 1995; BRAUCKMANN et al. 1995). Ähnliche Ergebnisse an einem breiten Spektrum unterschiedlicher Insektengruppen fand bereits HANDKE (1988), auch im Vergleich zu den weniger häufig gemulchten Parzellen. Offensichtlich ist die dem Mahdrhythmus entsprechende Freistellung durch das zweimalige Mulchen ein wichtiger Faktor.

Bei den nur 1x jährlich gemulchten Parzellen war die Erhaltung arttypischer Grünlandbestände insgesamt besser bei dem Schnitt Mitte Juni als beim Mulchen Mitte August. Die Veränderungen des Lebensformenspektrums werden deutlicher (SCHIEFER 1981). Vor allem bei größeren Mulchintervallen, wie jedes 2. oder jedes 3. Jahr Mulchen, wird die Entwicklung der Bestände den frühen Sukzessionsstadien immer ähnlicher (vgl. NEITZKE 1991). Die Bestandsentmischung und Dominanzmusterbildung setzt ein, da der – sonst homogenisierende – Schnitt immer seltener zur Wirkung kommt. Nach jedem Schnitt beginnt wieder die Deckungsgradumschichtung in Richtung Wiese, bereits im Folgejahr setzt, z.T. unter dem Einfluß der sich bildenden dichteren Streuschicht, wieder die oben genannte Entwicklung zu Sukzessionsstadien ein.

Offensichtlich reichen jährliche Mulchschnitte aus, um erfolgreich eine Ausbreitung von Zwergsträuchern, wie *Vaccinium myrtillus* oder *Calluna vulgaris*, zu verhindern. Nur gelegentliches Schneiden oder Mulchen hält allerdings, ähnlich wie extensive Rinder- oder Schafweide, den Vormarsch der rhizombildenden Heidelbeere nicht auf und vermag auch die Besenheide nicht vollständig von den Flächen fernzuhalten. Jährliches Mulchen unterbindet auch den Gehölzaufwuchs; selbst größere Intervalle wie jedes 2. oder jedes 3. Jahr Mulchen verhindert das erfolgreiche Aufkommen von Bäumen und vielen Sträuchern. Die Schleheneinwanderung (*Prunus spinosa*) ist in dem ausgesprochen Schlehen-wüchsigen Taubergebiet an den Muschelkalkhängen allerdings durch Mulchen jedes 3. Jahr nicht zu verhindern gewesen; im Gegensatz zur Sukzession – auch der sog. gelenkten Sukzession mit episodischen Total-Eingriffen in den Gehölzbestand – ist aber bei diesen Mulchintervallen die Schlehe mit stärkeren Mulchgeräten bei Stämmchendicken bis zu 2,5 cm noch beherrschbar.

Insgesamt stellt sich das Mulchen, vor allem in den kürzeren Intervallen zweimal jährlich oder einmal jährlich Mulchen Mitte Juni oder Mitte August, als kostengünstige und vielen, aber nicht allen Naturschutz- und Landespflegeansprüchen gerecht werdende Alternative der Landschaftspflege ohne Produktionsinteresse bzw. zwangsläufig ohne Produktionsverwertungsmöglichkeiten dar (SCHREIBER & NEITZKE 1992).

4.1.2 Mähen mit Abräumen

Ganz offensichtlich ist die Aushagerungswirkung des Abräumens stärker als die des Mulchens mit Liegenlassen. Die Bestände sind vor allem nach einigen Jahren noch obergrasärmer, lichter und artenreicher geworden; Artenspektrum und Deckungsgrad bunt blühender

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Kräuter nehmen zu. Die Magerkeitszeiger, wie z.B. *Anthoxantum odoratum*, breiten sich weiter aus. Die keinesfalls synchron mit den 2x jährlich gemulchten Parzellen schwankenden und sie durchaus auch einmal übersteigenden Erträge scheinen nach ca. 10 Jahren doch insgesamt niedriger auszufallen.

Das Hauptproblem dieser im Naturschutz so beliebten Maßnahme ist die Beseitigung des zweimal oder auch nur einmal jährlich anfallenden Schnittgutes. Zwar ist die Bereitschaft gestiegen, Heu von ungedüngten, Mitte Juni und Mitte August geschnittenen Wiesen für eine Tierhaltung, die nicht (mehr) auf Höchstleistung ausgerichtet ist, zu verwenden; auch die Kompostierung nimmt offenbar zu. Aber wenn nicht in aller Breite eine Ertragsverwendung zu erreichen ist, bleibt die Beseitigung nach wie vor ein Problem mit den Bergen an organischem Abfall in der Landschaft (vgl. Abb. 10), der nicht ordnungsgemäß entsorgt ist und zu beträchtlichen Nährstoffausträgen führen kann (SPATZ 1994), die man ja gerade durch die Extensivierung vornehmlich verhindern wollte!

Abb. 10: Das Mähen (oder Mulchen) mit Abräumen führt bei fehlender Verfütterung und nicht ausreichenden Kompostierungsmöglichkeiten zu großen Abfallbergen aus organischer Substanz.

4.1.3 Kontrolliertes Brennen auf Grünlandbrachen

Das früher bis Ende März bei vollständiger Trockenheit der Streu übliche Flämmen von Böschungen, Rainen und u.U. auch brachgefallenen Flächen unterliegt seit 1975 in den Bundesländern einem strengen Verbot. Mit dem „Kontrollierten Brennen", das nur mit Sondergenehmigung eingesetzt werden kann, soll durch Berücksichtigung von Windgeschwindigkeit (1-2 m/s), bei niedriger Lufttemperatur (< 10° C), hoher Luftfeuchtigkeit (> 60 % rel. Feuchte) und einem steilen Feuchtegradienten in der Streu (oben abgetrocknet, unten noch feucht (mindestens 20-30 % Feuchtigkeitsgehalt)) sowie feuchter Bodenoberfläche ein möglichst „kaltes", mit dem Winde schnell über die Fläche laufendes Feuer erzielt werden (näheres vgl. GOLDAMMER 1978; SCHREIBER 1981). Die Technik stammt aus den USA.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Diese Bedingungen sind unter den mitteleuropäischen Verhältnissen nach der Vegetationsperiode sowohl im Spätherbst (November/Dezember) als auch vor Beginn der Vegetationsperiode (Februar/März) oft nur ungenügend einzuhalten; deshalb ist in unseren Bracheversuchen häufiger „falsch" gebrannt worden mit dem Ergebnis, daß die Streudecke vollständig vernichtet wurde und nicht, wie eigentlich beabsichtigt, nur die oberen zwei Drittel, während das untere – in der folgenden Vegetationsperiode relativ schnell abgebaute – Drittel als „Schutzschicht" weitgehend unverbrannt liegen bleiben und Bodenoberfläche wie Sproßbasis der Gräser und Kräuter bedecken und schützen sollte.

Vor allem in der jährlich gebrannten Parzelle ist der Gehölzaufwuchs regelmäßig vernichtet worden. Selbst bei stärkerem Invasionsdruck aus benachbarten Flächen konnte sich die Schlehe als Polycormonbildner in dem sonst sehr Schlehen-wüchsigen Taubergebiet in der Versuchsanlage Oberstetten nicht halten; erst beim Brennen jedes zweite Jahr setzte sie sich dennoch, erholt in einer ungestörten Wachstumsperiode, durch. Ähnliches gilt für die immer wieder neu austreibenden Wildrosen. Bäume kamen bei keiner der beiden Varianten in den 20 Versuchsjahren hoch.

Andererseits fand eine mehr oder weniger starke Förderung von Pyrophyten statt (Arten mit rascher Erneuerung aus unterirdischen Ausläufern oder Rhizomen). In Halbtrockenrasen und trockenen Glatthaferwiesen hat sich *Brachypodium pinnatum* stark ausgebreitet, auf den Feucht- bis Naßgrünlandstandorten z.B. *Phalaris arundinacea*, das in Fischweier bei jährlichem Brand inzwischen die gesamte Mädesüßflur durchwachsen hat. Zwar werden Grünlandbrachen mehr oder weniger gehölzfrei gehalten, aber die Umschichtung der Artenzusammensetzung und Deckungsanteile entspricht bei meist deutlicher Abnahme der Artenzahl in der Regel nicht mehr den nicht an das Feuer angepaßten Ausgangsgesellschaften.

Bezüglich der Fauna der Brandparzellen berichtet HANDKE (1988) von sehr unterschiedlichen und schwierig zu interpretierenden Ergebnissen: Auf die Ameisenfauna hat das Brennen in der Regel einen positiven Effekt und begünstigt eher durch die raschere Erwärmung der geschwärzten Oberfläche und die schneller austreibenden Pflanzen thermophile Insekten und Spinnen, die möglicherweise weniger auf der Fläche überdauern, sondern eher von den Seiten (erneut) einwandern. Wahrscheinlich infolge fehlender oder sehr geringer Streudecke sind Asseln meist deutlich seltener oder fast gar nicht zu finden als auf gemulchten und erst recht den Sukzessionsparzellen. Das scheint auch bei anderen Artengruppen nach vermutlich zu intensiven Feuern, die die gesamte Streudecke vernichtet haben, der Fall zu sein. Die blütenreicheren Brandparzellen der „richtig" gebrannten trockenen Standorte zeichnen sich durch eine artenreiche Schmetterlingsfauna während der Vegetationsperiode aus, während HANDKE (1988) eine Schädigung vieler in der Pflanzendecke überwinternder Arten durch das Brennen annimmt.

4.2 Extensives Grünland-Management mit Verwertung des Aufwuchses

Zu diesen Maßnahmen gehören extensive Beweidung mit Rindern, Schafen, Pferden oder Ziegen, aber auch die Nutzung des Aufwuchses als Heu für Rinder (Mutterkuhhaltung, Robustrinder), Schafe, Pferde und Ziegen sowie diese Art der Nutzung nach einer Wiedervernässung oder Überstauung ehemaliger Feuchtgrünlandflächen. In den Bracheversuchen in Baden-Württemberg ist grundsätzlich keine Düngung erfolgt; in Nordrhein-Westfalen und Bremen sind bereits stark ausgehagerte Weidestandorte mit einer einmaligen Phosphat-/Kalium-Ersatzdüngung behandelt worden. Auf Stickstoff wurde, abgesehen von den Ausscheidungen der Weidetiere, gänzlich verzichtet.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

4.2.1 Extensive Weidenutzung

Es gehört zur Natur dieser Bewirtschaftungsmaßnahme, daß nur bei wirklich extensiver Handhabung ehemalige Wiesenbestände in ihrer Artenzusammensetzung noch erkennbar bleiben, aber eine mehr oder weniger deutliche Anreicherung mit Weidearten erfahren. Ein gutes Beispiel ist der Ausgangsbestand auf der ertragreichsten Fläche unserer Versuche in Hepsisau am Albtrauf, den SCHIEFER (1981) als *Alchemillo-Cynosuretum typicum* angesprochen hat, SCHREIBER (1977) hingegen als überweidetes *Alchemillo-Arrhenatheretum typicum*. Bereits im ersten Jahr nach Versuchsbeginn ging der Deckungsanteil der Weidezeiger ganz rapide zurück, vereinzelt waren die Arten in Dauerquadraten sogar schon verschwunden; selbst auf Weideparzellen ist bei der kurzfristigen Überweidung während der Vegetationsperiode von 2-3 Stunden durch eine etwa 800-köpfige Schafherde an 6 Tagen der Deckungsanteil der Weidearten etwas zurückgegangen.

Weidegesellschaften, wie z.B. die Flügelginsterweiden des südlichen Hochschwarzwaldes (vgl. SCHREIBER 1986), blieben bislang erhalten, wenngleich weder Rinder noch Schafe dort die weitere Ausbreitung von *Vaccinium myrtillus* – im Gegensatz zum Mulchen – verhindern konnten (vgl. WILMANNS & MÜLLER 1976, 1977; NEITZKE 1991). Der nicht vorgesehene Wechsel von reiner Rinderweide zur gemischten Pferde-/Rinderbeweidung in Todtmoos-Weg – seit 1983 nahm die Anzahl der Pferde kontinuierlich bis auf 23 Stück zu – führte an den z.T. recht steilen Hanglagen zu stellenweise nicht unerheblichen Narben- und Erosionsschäden, die früher nicht beobachtet wurden.

Man darf davon ausgehen, daß Rinder und Schafe nicht in der Lage sind, einen Gehölzaufwuchs grundsätzlich zu verhindern; sie können ihn verzögern, Arten mit schmackhaftem Laub – wie dem der Esche, die seit vielen Jahrhunderten als Schneitelbaum zur Winterfütterung herangezogen wurde – auf leistungsschwachen Standorten auch für längere Zeit verbannen. Je wüchsiger ein Standort, umso mehr vermögen vor allem weniger gern gefressene Gehölzarten, unter ihnen vor allem viele Sträucher, Fuß zu fassen (vgl. Kap. Sukzession), in deren Schutz auch anfällige Baumarten hochkommen. Auf diese Weise sind bereits einige Flächen – wie z.B. in Schönau-Haselberg – im Begriff, zu triftähnlichen Weiden zu werden (vgl. dazu auch SPATZ 1994; NITSCHE & NITSCHE 1994), wenn nicht immer wieder ausgestockt oder „gehurstet" wird, worunter man im Südschwarzwald ein vollständiges Ausschlagen des gesamten Gehölzaufwuchses versteht.

In höheren Lagen mit kurzer Vegetationsperiode und geringem Zuwachs ist die Verbißwirkung stärker (z.B. Hochschwarzwald); dort wird der Gehölzaufwuchs aber auch viel gravierender durch Wildverbiß zurückgehalten, der vor allem die Laub-Pioniergehölze, wie *Fraxinus excelsior* und *Acer* spec., die nach schweizerischen Studien die höchste Verbißrate aufweisen (LFI 1988), bisher in ungeschützten Bereichen ein erfolgreiches Wachstum hindert.

Nur die Ziegenbeweidung hat bisher fast jeglichen Gehölzaufwuchs verhindert. Ohne die Weidegesellschaften nennenswert zu beeinflussen, haben die Ziegen bereits in den ersten Jahren vorhandenen Gehölzen und heckenähnlichen Strukturen, vor allem mit *Corylus avellana*, solche Schäden durch Befressen und Schälen der Rinde beigebracht, daß sie abstarben. Darüber haben ausführlich WILMANNS & MÜLLER (1976, 1977) berichtet. Sie nennen auch die von Ziegen bevorzugten Gehölzarten; unter den weniger gern befressenen Gehölzen befindet sich die Schlehe, die jedoch nach einigen Jahren ebenfalls durch das Ringeln der Rinde abstarb und deren Polycormone aus der Ziegenweide bald verschwanden.

Selbst der Adlerfarn, zu dessen erfolgreicher Bekämpfung durch Ziegen sich WILMANNS & MÜLLER noch 1976 eher skeptisch äußern, aber bereits 1977 eine optimistischere Stellung beziehen, kann auf längere Sicht von den Ziegen in seiner Ausbreitung behindert werden. Eine der Sukzessionsflächen in Mambach wird inzwischen etwa zur Hälfte von einem dichten *Pteridium aquilinum*-Bestand eingenommen, der immer wieder mit seinen Rhizomen durch die

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Umzäunung auf die benachbarte Weidefläche drängt; dort wird er, zwar wohl nicht bevorzugt und nicht in jedem Jahr, allerdings befressen und bildet nur eine schmale Girlande um den Zaun, ist sonst aber auch auf der übrigen Weidefläche bei regelmäßiger Beweidung im Frühjahr nur bedingt vorhanden. Erfolgreich war in Ettenheimmünster nur das zweimalige Mulchen im Jahr, ein einmaliger Mulchschnitt, vor allem wenn er erst im August stattfindet, hat die Ausbreitung nur stark verzögern können (NEITZKE 1991).

4.2.2 Wiesennutzung – Heuwerbung zweimal oder einmal jährlich

Es ist eigentlich selbstverständlich, daß „Zwei-" oder „Einmähder" je nach Höhenlage als bekanntlich extensive Formen der Nutzung auch die extensiven Ausbildungen der Grünlandgesellschaften erhalten, wie wir sie noch aus der Nachkriegszeit bis Mitte der 50er Jahre kennen; sind sie doch die Voraussetzung für ihre Entstehung gewesen. Bei fehlender Düngung oder nur relativ geringen PK-Gaben ist mit einem Aushagerungseffekt wie beim Mähen mit Abräumen zu rechnen. Eine vorzügliche und umfassende Darstellung über die verschiedenen Maßnahmen zur Erhaltung dieser Gesellschaften durch nutzenden Schnitt hat erst kürzlich SPATZ (1994) in seiner „Freilandpflege" gegeben, so daß hier auf weitere Ausführungen verzichtet wird (vgl. u.a. auch BAKKER 1989; BAKKER & DE VRIES 1985 a,b; BAKKER & GROOTJANS 1991; OOMES & ALTENA 1987; BRIEMLE et al.1991; NITSCHE & NITSCHE 1994).

Es soll lediglich darauf hingewiesen werden, daß die vor allem in Nordwestdeutschland bei Einschnittnutzungen, aber auch bei Sukzessionsflächen sehr häufig zu beobachtende kräftige Zunahme von *Holcus lanatus* am ehesten durch die zweischürige Wiesennutzung, erst recht durch eine Mehrschnittnutzung, die aber nicht gewollt wird, in Grenzen gehalten werden kann (vgl. OOMES 1977; SCHWARTZE et al. 1989).

4.2.3 Wiedervernässung und Nutzung von (ehemaligen) Feuchtgrünlandstandorten

In den letzten Jahren ist die Wiedervernässung ehemaliger Feuchtgrünlandstandorte zu einem festen Bestandteil der Naturschutzaktivitäten geworden. Dabei spielt die Festlegung des 1. Schnittes aus Gründen des Wiesenvogelschutzes frühestens ab Mitte Juni eine wichtige, aber Qualität und Verwertung zumindest des 1. Aufwuchses beeinträchtigende Rolle. Eine Düngung unterbleibt normalerweise vollständig, weil die Ausgangsbestände in der Regel noch gut bis reichlich nährstoffversorgt sind und Aushagerung auch hier eine wichtige Rolle spielen muß (SCHWARTZE et al. 1989, 1990, 1991; SCHWARTZE 1992). Dennoch ist es stellenweise angebracht, eine vorsichtige PK-Düngung von 20-40 kg/ha/a oder auch in größeren Zeitintervallen vorzunehmen – aber grundsätzlich auf Stickstoffgaben zu verzichten! (vgl. Kap. 5) -, da bei längerer Laufzeit eines solchen Managements die Nährstoffverarmung auf bestimmten, z.B. sandigen, wenig sorptionsfähigen Standorten bemerkenswert ist und zu einer u.U. gar nicht gewollten Artenverarmung führen sowie die Futterqualität erheblich herabsetzen kann. Wir haben damit in einem Teil der Feuchtgrünlandversuche in Nordrhein-Westfalen gute Erfahrungen gemacht (vgl. SCHWARTZE 1994), wenn man artenreiche Wirtschaftswiesen erhalten und zugleich die Futterqualität sowie die Bereitwilligkeit der Bauern, diesen Aufwuchs auch zu verfüttern oder abweiden zu lassen, erhöhen will.

Im allgemeinen wird die Wiedervernässung – entweder aus Unkenntnis oder technischen bzw. finanziellen Gründen – viel zu schnell und ohne Berücksichtigung von Vegetation und Bodenverhältnissen vorgenommen. Es ist sinnvoll, der Vegetation die Möglichkeit zu geben, sich auf die sich verändernden Wasserhaushaltsbedingungen einzustellen. Andererseits wird die Reichweite von Aufstaumaßnahmen, z.B. dem Abschotten von Entwässerungsgräben oder ihre Umfunktionierung zur Bewässerung, häufig überschätzt (u.a. STROTMANN 1990), vor

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

allem, wenn man die Bodenverhältnisse und ihre Veränderungen nach einer mehr oder weniger langen Entwässerungsphase nicht berücksichtigt. Bei den in der Bremer Wesermarsch durchgeführten Erhöhungen der Grabenwasserstände konnten wir bis jetzt kaum eine Anhebung des Grundwasserspiegels in den schweren Flußmarschböden (sog. Kleye) erreichen.

Im übrigen scheint es nach allen Erfahrungen (noch?) nicht in unserer Macht zu liegen, den Wasserhaushalt so zu steuern, daß eine ganz bestimmte und so gewollte Feuchtgrünlandgesellschaft entsteht. Dafür sind schon die natürlichen Schwankungen des (aufgestauten) Grundwasserspiegels als Folge der Jahreswitterung so stark, daß man nur für grobe Kategorien die typische Jahreskurve aus den bisherigen Daten konstruieren kann; die von MEISEL (1977) dargestellten Grundwasserstandsschwankungen für das *Senecioni-Brometum* im Wesertal werden z. B. nach den Daten von F. v. RUVILLE-JACKELEN (1994) für gleiche Bodentypen und Bodenarten (sandige Gleye) im Münsterland an verschiedenen Orten im gleichen Jahr sowie in verschiedenen Jahren deutlich überschritten. Im übrigen müßten sowohl Grundwasserspiegel- oder Staukurven erst einmal für die meisten Pflanzengesellschaften sicher ermittelt werden. Es bleibt deshalb nur die Feststellung, daß mit erfolgreichem Anheben des Grundwasserspiegels feuchtere Grünlandgesellschaften entstehen, ohne daß man die künftige Entwicklung und Artenkonfiguration mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit vorhersagen kann. Zumindest ist es uns bisher in Bremen nicht gelungen, z.B. durch Grundwasserspiegelanhebung oder Überstauung Seggenwiesen zu erzeugen, wie sie im weiteren Umfeld noch vorhanden sind. Neben dem Wasserregime spielen natürlich insbesondere das Vorhandensein der erwünschten Arten in der Samenbank oder ihre erneute Einbringung eine Rolle.

4.2.4 Überstauung von Feuchtgrünlandflächen

Vor allem im Bremer Raum ist es auf Initiative der dortigen Naturschutzverbände häufig zur Einpolderung von Grünlandarealen und z.T. auch von Ackerflächen gekommen. Das wichtigste Ziel der mehrmonatigen winterlichen Überstauung dieser im Rahmen der Eingriffsregelung als Ausgleich angelegten Polder war die Verbesserung der Überwinterungsmöglichkeiten für Rastvögel, ursprünglich gekoppelt mit der Erweiterung und Verbesserung des Feuchtgrünlandgürtels um Bremen auch aus vegetationskundlicher Sicht.

Auch hier gilt für das Grünland eigentlich die Feststellung, daß solche Überstauungen langsam und vorsichtig angesetzt und gesteigert werden sollten. Häufig waren es mehr technische Unzulänglichkeiten als die Fähigkeit, auf den Erfolg zu warten, die diesem Erfordernis, wenn überhaupt, Rechnung trug. Vor allem ornithologisch, aber auch bei einem Teil anderer Faunengruppen waren diese vom November/Dezember bis April/Mai dauernden langen Überstauungen schon sehr bald ein großer Erfolg (u.a. HANDKE 1990 a,b, 1993 a,b). Auch die Insektenfauna stellte sich schnell auf die neuen Verhältnisse ein. Hingegen ist die Etablierung von artenreichen Feuchtgrünlandgesellschaften bisher noch nicht gelungen. Im Gegenteil, gut ausgebildete, im Sinne des Naturschutzes schützenswerte Gesellschaften in dem dort ausgebildeten Grünland-Grabenkomplex, insbesondere auch vorhandene oder anfangs erfolgreich eingebrachte Krebsscherenbestände der Gräben, sind – wie erwartet – verloren gegangen. Große Kahlflächen entstanden auf den am längsten überstauten Depressionen, die erst im Laufe der Zeit z.T. mit beständigeren Flutrasen besiedelt wurden (vgl. KUNDEL 1993; HANDKE & KUNDEL 1995); aber stellenweise sind sie auch nach 7 Jahren immer wieder zu Beginn der Vegetationsperiode nach Ablaufen des Wassers mit einer Schlammschicht bedeckt und vegetationsfrei. Wertvolle Grünlandgesellschaften sollten künftig nicht mehr zur Einpolderung und längerfristigen Überstauung verwendet werden, weil dies ihren Verlust bedeutet. Denn auf den meisten (Mineral-)Auenstandorten entspricht dieses Wasserregime nicht den natürlichen Verhältnissen, unter denen sie früher entstanden sind.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

5. Renaturierung von Grünland und Grünlandwirtschaft

Die Renaturierung von Grünland müßte streng genommen auf dem gleichen Weg und zu den gleichen Gesellschaften wieder zurückführen, den ELLENBERG (1952) für die Umwandlung von Extensivgrünland in Düngewiesen durch Kulturmaßnahmen, wie Be- oder Entwässern, Düngung und Kalkung, aufgezeichnet hat (Abb. 11). Vermutlich wird aber dieses Ziel, sollte es tatsächlich eines sein, vorerst (?) kaum zu erreichen sein. Die derzeitigen Pflanzengesellschaften haben sich in ihrem Artengefüge verändert. Mangelhafter Diasporentransport, der früher durch die verschiedensten landwirtschaftlichen Aktivitäten (u.a. Viehtrieb, Fütterung, inzwischen veraltete Geräte und Kulturmaßnahmen) erfolgte, die z.Z. noch starken Stickstoffeinträge über die Atmosphäre und der laterale Nährstoffimport in und über den Böden setzen den Renaturierungsbemühungen enge Grenzen.

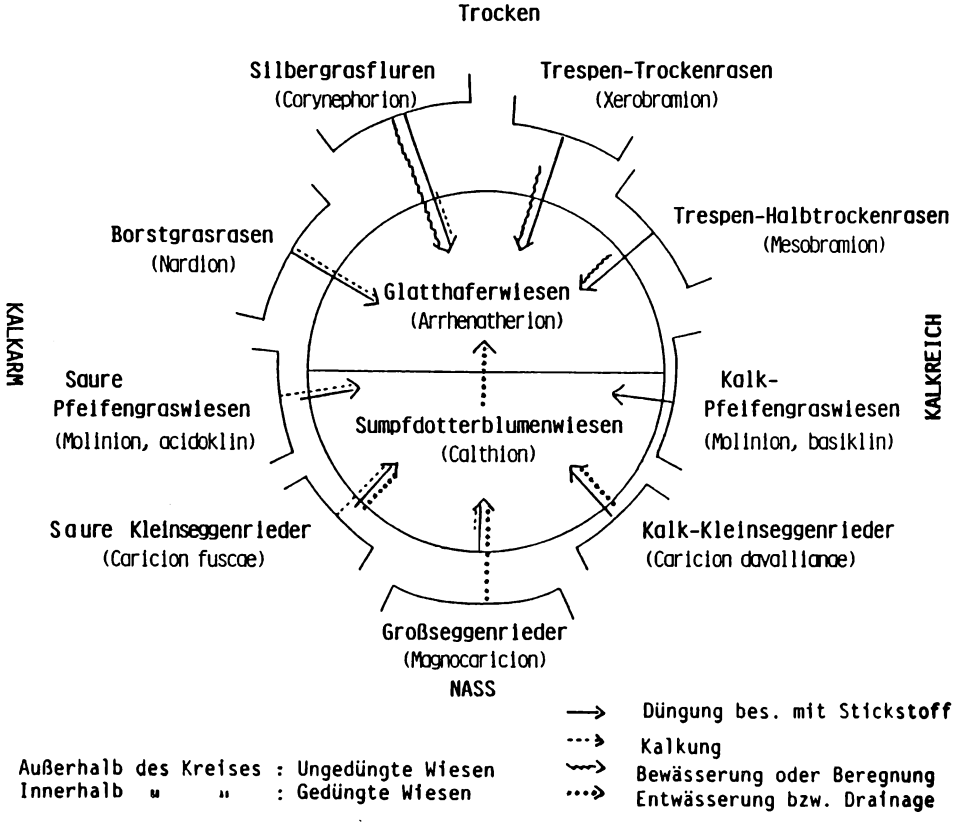


Abb. 11: Standorteigenschaften verschiedener Grünlandgesellschaften (Verbände) und die Kulturmaßnahmen, die zur Umwandlung von Extensivgrünland in Düngewiesen geführt haben. Die Länge der Striche gibt einen Anhaltspunkt über die Höhe des Aufwandes (nach ELLENBERG 1952, leicht verändert). Ob die Rücknahme der Kulturmaßnahmen heute wieder zu den Ausgangsgesellschaften zurückführt, ist zweifelhaft.

Eine großflächige Renaturierung mit den oben gemachten Einschränkungen ist, wenn wieder Vielfalt in der Landschaft geschaffen werden soll, ohne die Landwirtschaft nicht möglich. Bei der bisherigen Grünlandnutzung mit relativ hohen Düngergaben und frühzeitigem und häufigerem Schnitt bedeutet aber allein eine Verzögerung des Schnittzeitpunktes bis Mitte Juni eine starke Öffnung der Schere zwischen zwar zunehmendem Ertrag mit steigendem Rohfaseranteil, aber starker Abnahme der Verdaulichkeit eines solchen Futters (Abb. 12); die

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

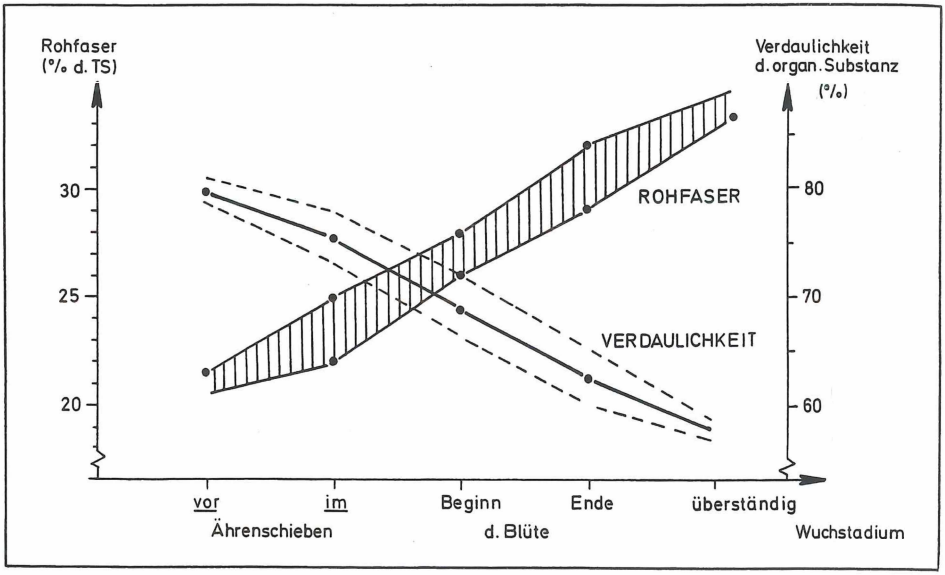


Abb 12: Je später der Schnitt-Termin zur Heu- oder Silogewinnung liegt, umso mehr öffnet sich die Schere zwischen steigenden Rohfasergehalten (und Erträgen) und der Verdaulichkeit des 1. Aufwuchses bei gut gedüngten Mähwiesen; er kann dann für Hochleistungsrinder nicht mehr als Grundfutter verwendet werden (aus BRIEMLE 1990, nach ELSÄSSER 1987 unveröff.).

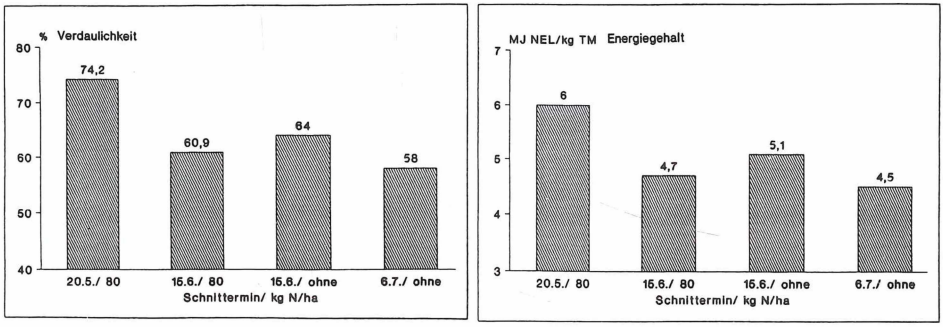


Abb. 13: Verdaulichkeit (in % der org. Substanz) und Energiegehalt (in Mega-Joule Netto-Energie-Laktation/kg Trockenmasse) im 1. Aufwuchs mit und ohne N-Düngung bei frühem und späterem Schnitt (Mittelwerte von 1986-1991; aus ERNST & THIELMANN 1992, leicht verändert). Ohne Stickstoffdüngung nehmen Verdaulichkeit und Energiegehalt des Futters bei späterem Schnitt erheblich weniger ab als mit N-Düngung.

Futterqualität vermindert sich so stark, daß eine Verfütterung als Grundfutter an Milchvieh nicht mehr empfohlen wird (BRIEMLE 1990). Allerdings wirkt sich der bei der Extensivierung vorausgesetzte Verzicht auf jegliche Stickstoffdüngung erheblich auf den Umfang der Verminderung der Futterqualität bei späteren Schnitt aus: Bei fehlender N-Düngung sind sowohl die Verdaulichkeit als auch der Energiegehalt des Futters bei einem Schnitt um den 15. Juni deutlich günstiger als bei der zum gleichen Zeitpunkt geernteten, aber mit 80 kg/ha Stickstoff gedüngten Variante (ERNST & THIELMANN 1992; Abb. 13). KÜHBAUCH (1992) kommt zu ähnlichen Ergebnissen.

Das bestätigt längst vergessene Praktiken, denen zufolge auch noch nach dem zweiten Weltkrieg, aber vor der großen Intensivierung in der Landwirtschaft, Heu solcher Qualität an

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Milchkühe verfüttert wurde. Für eine Robustrinder- oder Mutterkuhhaltung dürfte dieser Aufwuchs reichen, wie z.B. die Rinderhaltung auf den mit entsprechenden Naturschutzauflagen belegten Flächen im Bremer Raum zeigt. Auch RIEDER (1993) betont, daß sich entgegen mancher bereits geäußerten Meinung die Mutterkuhhaltung in Bayern „rechnet". HAMPEL (1994) kommt für Fleischrinder- und Mutterkuhhaltung, wie MATTHES (1993) auch für andere Tierarten, zu ähnlichen Ergebnissen. Dem Verbraucher wird dadurch zugleich ein qualitativ und geschmacklich wieder hochwertiges Fleisch angeboten, das auch einen höheren Preis verdient. Zugleich müßten Anreize und Hilfen zur Selbstvermarktung geschaffen werden.

Schließlich ist die Extensivierung von Grünlandflächen und -gebieten nicht nur ein Beitrag für die Gesundung der Landschaft, sondern zugleich auch die Produktion von inzwischen verloren gegangenen oder verloren gehenden Landschaftsfunktionen für die Gesellschaft, die diese den Landwirten bisher kostenlos abgenommen hat. Diese Produktion müßte künftig, wie in allen anderen Wirtschaftszweigen auch, bezahlt werden (vgl. SCHREIBER 1994b). Denn mit einer großflächigen Extensivierung von Grünlandgebieten, ihrer teilweisen Herausnahme aus jeglicher Nutzung (Sukzession), wird zwangsläufig eine Veränderung unserer heutigen Kulturlandschaft einhergehen, in der die extensive Tierhaltung auf den auch der Sukzession überlassenen Flächen eine Vielzahl von Strukturen schaffen wird, die von offenen Wiesen und Weiden über die verschiedensten Triftweiden und Verbuschungsstadien bis zu neuen, jungen (Vor-) Wäldern reichen könnte (SCHREIBER 1994b).

Literatur

BAKKEN, L. R. (1988): Denitrification under different cultivated plants: effect of soil moisture tension, nitrat concentration, and photosynthetic activity. – Biol. Fertil. Soils **6**: 271-278.

BAKKER, J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. – Geobotany **14**, 400 pp. Dordrecht.

BAKKER, J. P. & Y. DE VRIES (1985a): The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system. – Sukzession auf Grünlandbrachen, hg. K.-F. SCHREIBER. Münstersche Geogr. Arb. **20**: 51-57.

BAKKER, J. P. & Y. DE VRIES (1985b): Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. – Natur u. Landschaft **60**: 292-296.

BAKKER, J. P. & A. P. GROOTJANS (1991): Potential for vegetation regeneration in the middle course of the Drentsche A brook valley (The Netherlands). – Verh. Ges. Ökol. **20**(1): 249-263. Freising-Weihenstephan 1990.

BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 502 S., Jena.

BRAUCKMANN, H.-J., M. HEMKER, M. KAISER, O. SCHÖNING, K.-F. SCHREIBER (1995): Faunistische Untersuchungen auf Bracheflächen in Baden-Württemberg – Vergleich von zwei Sukzessionsflächen unterschiedlich rascher Gehölzentwicklung. Projekt „Angew. Ökologie" (PAÖ), 3. Statuskoll. 1995. Landesanst. Umweltschutz Ba.-Wü., Karlsruhe. im Druck.

BRIEMLE, G. (1987): Siebzehn Jahre ungedüngt – gleicher Ertrag! – Schwäb. Bauer **16**: 32-35. Ravensburg.

BRIEMLE, G. (1990) Extensivierung von Dauergrünland – Forderungen und Möglichkeiten. – Bayer. Landw. Jb. **67**: 345-370.

BRIEMLE, G., D. EICKHOFF & R. WOLF (1991) Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Praktische Anleitung zur Erkennung, Nutzung und Pflege von Grünlandgesellschaften. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **60**: 160 S., Karlsruhe

BRIEMLE, G. & M. ELSÄSSER (1992): Die Grenzen der Grünland-Extensivierung. – Naturschutz u. Landschaftsplanung **24**:195-198.

BRIEMLE, G. & K.-F. SCHREIBER (1994): Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnahmen. – Tuexenia **14**: 229-244. Göttingen.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

BRINKMANN, A. (1993): Struktur- und Bodenuntersuchungen auf Sukzessions- und Mulchparzellen der Bracheversuche Hepsisau, Rangendingen und Bernau in Südwestdeutschland. – Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster. 112 S. u. Anhang.

BROLL, G. & H. J. BRAUCKMANN (1994): Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. – Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. **74**:49-52.

BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1993): Auswirkungen der Stillegung von Grünland-Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium. – Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. **72**: 73-76.

BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER (1994): Stickstoffdynamik nach Stillegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland. – Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. **73**: 31-34.

CONNELL, J. H. & R. O. SLATYER (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. – Amer. Natur. **111**: 1119-1144.

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

ELLENBERG, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 3. Aufl. (1963, 1978). 989 S., Stuttgart.

ELLENBERG, H. unter Mitwirkung von A. STÄHLIN (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. – Landw. Pflanzensoziologie **2**,143 S. Stuttgart.

ERNST, P. & E. THIELMANN (1992): Auswirkung einer späten Grünland-Schnittnutzung auf Rohnährstoffgehalte und Verdaulichkeit im ersten Aufwuchs. Jahresber. 1991. Landesanst. Ökol. Landschaftsentw. u. Forstplanung NW, Recklinghausen: 58-61.

GOLDAMMER, J. G. (1978): Feuerökologie und Feuer-Management. VW-Symp. Feuerökologie, Freiburg 1977. – Freiburger Waldschutz-Abh. **1**(2): 150 S.. hg. Forstzool. Inst. Freiburg i.Br.

GRIME, J. P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. – 222 S., Chichester/New York.

HAMPEL, G. (1994): Fleischrinder- und Mutterkuhhaltung. – 201 S., Stuttgart.

HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster **8**: 1-157.

HANDKE, K. (1990a): Ergebnisse zoologischer Untersuchungen in einem Grünland-Graben-Gebiet der Wesermarsch (Bremen). – Verh. Ges. Ökol. **19**: 132-143 (Osnabrück 1989). Göttingen.

HANDKE, K. (1990b): Auswirkungen von Ausgleichsmaßnahmen auf die Fauna eines Graben-Grünland-Gebietes bei Bremen unter besonderer Berücksichtigung der Vögel. – Landschaft + Stadt **22**: 144-155.

HANDKE, K. (1993a): Tierökologische Untersuchungen über Auswirkungen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in einem Graben-Grünland-Gebiet der Wesermarsch bei Bremen. – Arb.ber. Landschaftsökologie Münster **15**, Mitt. Landschaftsökol. Forsch.stelle Bremen, 237 S.

HANDKE, K., (1993b): Auswirkungen winterlicher Überstauung auf die Fauna eines Grünland-Graben-Gebietes. – Verh. Ges. Ökol. **22**: 57-64 (Zürich 1992). Freising-Weihenstephan.

HANDKE, K. & W. KUNDEL (1995): Biologische Erfolgskontrollen in der Bremer Wesermarsch: Konzepte – Methoden – Ergebnisse. – Symp. Erfolgskontrollen im Naturschutz. Ramstein 1994. hg. J. Ott. im Druck.

HARD, G. (1976) Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. – KTBL-Schr. **195**, 195 S., Münster-Hiltrup.

HEMKER, M. (1995): Ökologische Untersuchungen zur Wanzenfauna auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. – Dipl.arb. Inst. Landschaftsökol., Univ. Münster, 76 S. u. Anhang.

HÜLSS, D. (1991): Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen – 16 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Vervielf. Manuskr. Inst. Pflanzenbau u. Grünland, Univ. Hohenheim, 89 S. u. Tab.

JAKUCS, P. (1969): Die Sprosskolonien und ihre Bedeutung in der dynamischen Vegetationsentwicklung (Polycormonsukzession). – Act. Bot. Croatica **28**: 161-170. Zagreb.

JAKUCS, P. (1972): Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen. – 228 S., Budapest.

KAISER, M. (1995): Ökologische Untersuchungen zur Laufkäferfauna unterschiedlich gepflegter Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. – Dipl.arb. Inst. Landschaftsökol., Univ. Münster, 62 S. u. Anhang.

KLÖTZLI, F. (1991): Möglichkeiten und erste Ergebnisse mitteleuropäischer Renaturierungen. – Verh. Ges. Ökol. **20**(1): 229-242. (Freising-Weihenstephan 1990).

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

KOLLMANN, J. (1994): Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. – Veröff. Projekt „Angew. Ökologie" (PAÖ) **9**, 212 S. Karlsruhe.

KÜHBAUCH, W. (1992): Von der extensiven Grünlandnutzung zur intensiven und zurück. – LÖLF-Mitt. **17**(3): 48-54. Recklinghausen.

KUNDEL, W. (1993): Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. – Verh. Ges. Ökol. **22**: 103-110. (Zürich 1992) Freising-Weihenstephan.

LFI (1988): Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Erstaufnahme 1982-1986. – Eidgen. Anst. forstl. Versuchswesen, Ber. **305**: 375 S. Birmensdorf.

MACARTHUR, R. H. & E. O. WILSON (1967): The Theory of Island Biogeography. – 203 S., Princeton, USA

MATTHES, H.-D. (1993): Umweltverträgliche Grünlandnutzung im Tiefland – Pflege und Erhaltung durch Nutztiere. – Schr.r. Deutsch.Rat Landespflege **63**: 55-60.

MEISEL, K. (1975): 275 000 ha Sozialbrache in der BRD. – Umschau **75**: 541-543.

MEISEL, K. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schr.r. Vegetationskunde **11**: 121 S.

NEITZKE, A. (1991): Vegetationsdynamik in Grünlandbracheökosystemen. – Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster **13**, 2 Bde, 140 S. + Abb./Tab. Bd.

NITSCHE, S. & L. NITSCHE (1994): Extensive Grünlandnutzung. – 247 S., Radebeul.

OOMES, M. J. M. (1977): Cutting regime experiments on extensively used grasslands (summary). – Acta. Bot. Neerl. **26**: 265-266.

OOMES, J. M. & H. J. ALTENA (1987): Changes in the vegetation of extensively used agricultural grassland caused by cutting date and cutting frequency. Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Teil 2, hg. R. SCHUBERT u. W. HILBIG, Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde, Halle/Saale 1986. – Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg **87**/25 (P 28): 152-162.

PFADENHAUER, J. (1981): Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen der Moor-Renaturierung. – Dat. Dok. Umweltschutz **31**, Sonderr. Umwelttagung, Univ. Hohenheim: 75-82.

PFADENHAUER, J. (1990a): Renaturierung der Agrarlandschaft für den Naturschutz. – Z. Kulturtechnik u. Landentwicklung **31**: 273-280.

PFADENHAUER, J. (1990b): Renaturierung von Agrarlandschaften – Begründung, Konzepte, Maßnahmen als Aufgabe ökologischer Naturschutzforschung. Laufener Seminarbeitr. 3/90: 40-44. Akad. Natursch. Landschaftspfl. Laufen/Salzach.

PFADENHAUER, J. (1991): Integrierter Naturschutz. – Garten u. Landschaft **62**: 430-434.

PRACH, K. (1986): Succession across an environmental gradient. – Ekologia (ČSSR) **5**: 425-430.

PRACH, K. (1990): Vegetational dynamics. In: Succession in Abandoned Fields. ed. J. OSBORNOVÁ, M. KOVÁROVÁ, J. LEPS & K. PRACH. – Geobotany **15**: 127-134. Dordrecht

PRADE, K. & G. TROLLDENIER (1988): Die Wirkungen der organischen Bodensubstanz und der Durchwurzelung auf die Denitrifikation in Abhängigkeit vom luftführenden Porenvolumen. – Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. **56**: 295-300.

RIEDER, J. B. (1993): Möglichkeiten der Grünlandextensivierung aus einzelbetrieblicher und betriebswirtschaftlicher Sicht. Grünlandextensivierung – Forderungen und Grenzen, red. G. BRIEMLE & K. SPECK, Tagungsber. Symp. Aulendorf 1992. Staatl. Lehr- u. Versuchsanst. Viehhaltung u. Grünlandwirt. (LVVG), Aulendorf, 40-47.

RUVILLE-JACKELEN, F. v. (1994): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. – Diss. Univ. Münster, 252 S.

SCHEFFER, B. & H. KUNTZE (1991): Gasförmige Stickstoffverluste auf Niedermoorböden. – Landw.-Blatt Weser-Ems, Nr. 9: 22-24.

SCHIEFER, J. 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **22**: 325 S., Karlsruhe.

SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – Veröff. Naturschutz Landschaftpfl. Bad.-Württ. **57/58**: 33-62. Karlsruhe.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

SCHMIDT, W. (Red.) (1975): Sukzessionsforschung. – Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde, Rinteln 1973, hg. R. TÜXEN. 622 S. Vaduz.

SCHMIDT, W. (1981): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. – Scripta Geobot. **15**, 199 S. Göttingen.

SCHMIDT, W. (1985): Mahd ohne Düngung – Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen. „Sukzession auf Grünlandbrachen", hg. K.-F. SCHREIBER. – Münstersche Geogr. Arb. **20**: 81-99.

SCHREIBER, K.-F. (1969): Landschaftsökologische und standortskundliche Untersuchungen im nördlichen Waadtland als Grundlage für die Orts- und Regionalplanung. – Arb. Univ. Hohenheim **45**: 166 S.

SCHREIBER, K.-F. (1977): Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. – Verh. Ges. Ökol. (Göttingen 1976): 251-263. Den Haag.

SCHREIBER, K.-F. (1980a) Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspfegemaßnahmen. – Verh. Ges. Ökol. **8**:185-203. (Freising-Weihenstephan 1979). Göttingen,

SCHREIBER, K.-F. (1980b): Brachflächen in der Kulturlandschaft. Dat. Dok. Umweltschutz – Sonderr. Umwelttagung **30**: 62-93. Univ. Hohenheim.

SCHREIBER, K.-F. (1981): Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen. – Angew. Botanik **55**: 255-275.

SCHREIBER, K.-F. (1986): Sukzessionsstudien zu Grünlandbrachen im Hochschwarzwald. – Abh. Westfäl. Museum Naturkde **48**(2/3) (Burrichter-Festschr.): 81-92. Münster.

SCHREIBER, K.-F. (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Teil 2, hg. R. SCHUBERT u. W. HILBIG, Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde, Halle/Saale 1986. – Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg **25** (P 28):275-284.

SCHREIBER, K.-F. (1993a): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. – Phytocoenologia **23**, Volume in Honour of Heinz Ellenberg: 539-560.

SCHREIBER, K.-F. (1993b): Ergebnisse aus den „Offenhaltungs"-Versuchen Baden-Württembergs. Grünlandextensivierung – Forderungen und Grenzen, red. G. BRIEMLE & K. SPECK. Tagungsber. Symp. Aulendorf 1992, Staatl. Lehr.- u. Versuchsanst. Viehhaltung u. Grünlandwirt. (LVVG), Aulendorf, 16-21.

SCHREIBER, K.-F. (1994a): Auenrevitalisierung in Mitteleuropa aus landschaftsökologischer Sicht. Revitalisierung einer Flußlandschaft, hg. K.-G. BERNHARDT. Initiativen zum Umweltschutz **1**: 6-39. Deutsche Bundesstftg. Umwelt, Osnabrück.

SCHREIBER, K.-F. (1994b): Anforderungen an die Landnutzung aus ökologischer Sicht. In: BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (Hg.): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. S. 378-387. Jena.

SCHREIBER, K.-F. (1995) Sukzessionsdynamik – Die Entwicklung von Gehölzen und Krautschichten in den 20-jährigen ungestörten Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Hepsisau und St. Johann in Baden-Württemberg. Landschaftsökologie und Vegetationskunde als Grundlage der Landnutzung. Festschr. 65. Geburtstg. Prof. Dr. Th. Müller u. Prof. Dr. F. Weller, hg. K.-H. KAPPELMANN. Nürtinger Hochschulschr. **13**: 139-163.

SCHREIBER, K.-F. & CH. DIEDRICH (1995): Wandel von Artenzusammensetzung, Bedeckung und Struktur der Vegetation in Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Baden-Württemberg im Laufe der Vegetationsperiode. – Projekt „Angew. Ökologie" (PAÖ), 3. Statuskoll. 1995. Landesanst. Umweltschutz Ba.-Wü., Karlsruhe, im Druck.

SCHREIBER, K.-F., H. MATTES, G. BROLL & H. J. BRAUCKMANN (1994): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg – Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland. – Veröff. Projekt „Angew. Ökologie" (PAÖ) **8**: 125-139. Karlsruhe.

SCHREIBER, K.-F. & A. NEITZKE (1992): Mähen und Mulchen. Biotoppflege – Biotopentwicklung, Maßnahmen zur Stützung und Initiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen. Teil 1. – Forsch.ges. Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, S.78-90. Bonn.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. Sukzession auf Grünlandbrachen, hg. K.-F. SCHREIBER, Münstersche Geogr. Arb. **20**: 111-153.

SCHWARTZE, P. (1992): Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. – Diss. Bot. **183**, 204 S., Berlin.

SCHWARTZE, P. (1994:) Vegetationsentwicklung in Dauerflächen des Feuchtgrünlandes. – LÖBF-Mitt. **19** (1) 51-56. (Landesanst. Ökologie, Bodenordnung u. Forsten) Recklinghausen.

SCHWARTZE, P., F. V. RUVILLE-JACKELEN, A. VOGEL, G. BROLL & K.-F. SCHREIBER (1989): Vegetationskundliche Differenzierung von Feuchtgrünland und dessen Beeinträchtigung durch Nutzungsänderung und Grundwasserabsenkung sowie Hinweise zu notwendigen Pflegemaßnahemn. – Vervielf. Manuskr., Forsch.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol., Inst. Geogr. Univ. Münster, 191 S.

SCHWARTZE, P., K.-F. SCHREIBER & A. VOGEL (1990): Einfluß von unterschiedlichem Management auf Vegetation und Standortsfaktoren im Feuchtwiesengebiet „Düsterdieker Niederung". – Verh. Ges. Ökol. **19**(II): 488-496. (Osnabrück 1989) Göttingen.

SCHWARTZE, P., K.-F. SCHREIBER & A. VOGEL (1991): Optimizing the vegetation of impaired wet grassland areas in the region of Münster by different management and impoverishment. – Ellis Horwood Ser. Environmental Management Sci. a. Technol.: 76-582. Chichester.

SPATZ, G. (1994) Freiflächenpfege. – 296 S. Stuttgart.

SPATZ, G., A. PAPE & K. W. BECKER (1992): Zur Frage der Denitrifikation auf dränierten, schweren Marschböden unter Mähweidenutzung. – Agribiol. Res. **45**(4): 359-363.

STROTMANN, B. (1990) Einfluß einer Wiedervernässung von Feuchtgrünland auf Bodenökologie und Vegetation im NSG „Feuchtgebiet Saerbeck"/Kreis Steinfurt. – Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster, 143 S. u. Anhang.

TILMAN, D. (1985) The resource-ratio hypothesis of plant succession. – Amer. Natur. **125**: 827-852.

WILMANNS, O. & K. MÜLLER (1976): Beweidung mit Schafen und Ziegen als Landschaftspflegemaßnahme im Schwarzwald? – Natur u. Landschaft **51**: 271-274.

WILMANNS, O. & K. MÜLLER (1977): Zum Einfluß der Schaf- und Ziegenbeweidung auf die Vegetation im Schwarzwald. – Vegetation und Fauna. Ber. Int. Sym. Int. Ver. Vegetationskde., Rinteln 1976, S. 465-479. Vaduz.

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. Karl-Friedrich Schreiber, Univ. Münster, Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, D-48149 Münster

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: 7

Autor(en)/Author(s): Schreiber Karl-Friedrich

Artikel/Article: Renaturierung von Grünland - Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen 111-139