©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. 30: 34-49 Kiel 2003

Sukzessionsabläufe von zwei Feucht- bis Nasswiesenbrachen im Nordschwarzwald

- Karl-Friedrich Schreiber, Münster -

Kurzfassung
Auf zwei Standorten im Nordschwarzwald, in der Albtalaue und einem Hang-Quellmoor des Grindenschwarzwaldes, ist seit 1975 die Sukzessionsentwicklung brachgefallenen Feucht- bis Nassgrünlandes untersucht worden. Die Gehölzbesiedlung dieser potenziellen Waldstandorte ist außerordentlich zögerlich, wobei der Distanzeffekt für standortsgerechte Holzarten keine Rolle spielt. Der durch die Baumbeschattung praktisch nicht gestörte Grünlandbestand hat sich nach dem Brachfallen sehr schnell entmischt; dies führte zu einer ausgeprägten Dominanzmusterbildung mit großer struktureller Vielfalt. Ausbreitungsstrategien und Wuchsformen, unterschiedliche Mächtigkeit der Streudecke und die Fähigkeit, sie zu durchwachsen, Streuqualität und Zersetzungsgeschwindigkeit führten zu einem Standorts- und Vegetationsmosaik mit deutlicher Abnahme der Artenzahlen um die Hälfte bis auf weniger als ein Drittel. Zwar weisen Ordinationsdiagramme auf eine gerichtete Entwicklung hin, jedoch ist diese fast ausschließlich durch den Artenwegfall über den Zeitraum von fast 30 Jahren zustande gekommen, nicht durch Neuzugänge. Es bleibt bisher auch mehr spekulativ, ob die artenverarmten Flächen - durch die Dominanz einiger Arten - feuchter geworden sind. Nach 3 Dekaden sind nach der anfänglichen Entmischung und Mosaikbildung bzw. der standörtlich bedingten Zonierung in Fischweier keine grundsätzlich anderen Gesellschaften entstanden; die Bestände pendeln mit wechselnden Dominanzen großenteils in einem engen Bereich des Feuchtgrünlandes hin und her.

Abstract: Succession on two abandoned wet meadows in the northern "Schwarzwald"
Successional processes of abandoned wet meadows have been analysed at two sites in the northern part of Schwarzwald since 1975. The establishmend of woody species occurs very slowly and there is no effect of the distance of nearby seed sources. After abandonment different herbaceous species have become dominant leading to a high diversity of different dominance-patches. Differences in dispersal, growth form and the capacity to germinate and establish in presence of litter layers lead to a mosaic pattem conceming site condotions and Vegetation composition. After abandonment species number is decreasing between 50% and 70% compared to regularly mown meadows. The results of an ordination indicate a directed development of Vegetation succession. However, this results is mainly due to the local extinction of many species not due to the establishment of new species. It remains unclear if abandonment leads to a rewetting of the sites. After 30 years Vegetation succession has not led to new Vegetation types, species composition differs with changing dominances but within the ränge of wet meadow communities.

Key words: abandonemt, management-experiment, succession, wet meadows

1 Einleitung

Nach längerer Vorbereitung wurden 1974/1975 mit Unterstützung des Landwirtschaftsministeriums Baden-Württemberg und der nachgeordneten Dienststellen im südwestdeutschen Raum in den damaligen (und heutigen) Schwerpunktsgebieten des Brachfallens artenreicher Grünlandbestände 15 Versuchsflächen eingerichtet, um längerfristig verschiedene Pflegemaßnahmen von Grünlandbrachen zur Offenhaltung der Kulturlandschaft sowie die ungestörte Sukzession zu untersuchen (SCHREIBER 1977; SCHIEFER 1981). Von diesen Flächen werden auch bis heute noch 14 Versuche nach den ursprünglichen Vorgaben von den Ämtern für Landwirtschaft gepflegt und von verschiedenen Arbeitsgruppen hinsichtlich der Entwicklung und der Auswirkung der unterschiedlichen Pflegemaßnahmen untersucht (SCHREIBER, Münster/JAKOB, Hohenheim/POSCHLOD, Regensburg Vegetation; BROLL, Vechta Bodenkunde/Bodenökologie; BRAUCKMANN, Münster Fauna, Bodenökologie). Vorgestellt werden im Folgenden allerdings nur die vegetationskundlichen Ergebnisse.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

2 Versuchsflächen, Management und Untersuchungsmethoden

Die Versuchsflächen liegen in den landwirtschaftlichen Problemgebieten Baden-Württembergs (Abb. 1) und weisen unterschiedliche, aber für diese Gebiete typische Standortsverhältnisse auf. Die beiden Feucht- bis Nassbrachen befinden sich im Nordschwarzwald (Abb. 1). In Fischweier sind die Standorte aus der Flussgeschichte, den Sedimenten und dem Wasserhaushalt des Albtales hervorgegangen: Braunerde-Oxygley auf dem Uferwall der Alb, zum Talrand abfallend und vom Gley über den Nassgley bis zum Anmoorgley reichend. Wechselfeuchte Glatthaferwiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum polygonetosum) auf dem Uferwall und verschiedene Ausbildungen von Mädesüßfluren und Großseggenrasen (Näheres bei SCHIEFER 1981)waren in der bis auf einen schmalen Galeriewald gehölzfreien Aue 1975 die Ausgangsvegetation, die seit 1968 von der Badischen Landsiedlung zur Offenhaltung der Talaue mit großen Schleppern gemulcht wurde (August/September). Lediglich am verlandenden „Moor"-Graben, der die nassesten Lagen am Talrand entwäsern sollte, hatten sich, häufig mit den Füßen im Wasser stehend, wenige Jahre vorher 2 junge Eschen angesiedelt (Abb. 2), die aber schon außerhalb der Abgrenzung der Sukzessionsparzelle standen. Diese Randlagen des Moorgrabens sind vermutlich wegen Absackungsgefahr gar nicht gemulcht worden. Eine Überflutung der Aue hat es im Versuchszeitraum nicht gegeben, hingegen stieg das Wasser der Alb häufiger über das Flußbett bis an die flussseitige Wange des Uferwalls unterhalb der Krone.

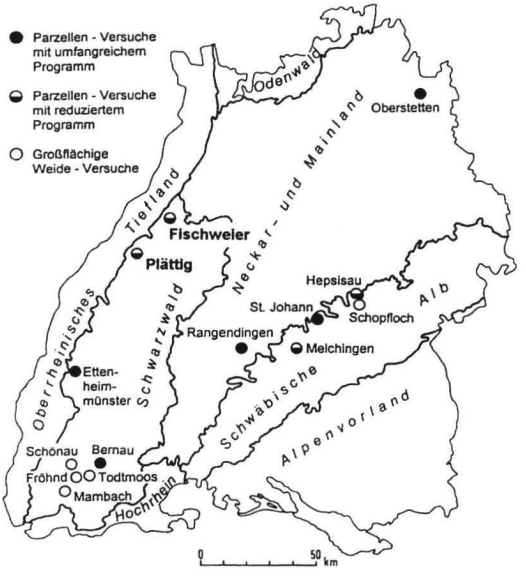


Abb. 1: Lage der seit 1975 laufenden Bracheversuche in Baden-Württemberg (nach SCHREIBER 1977, verändert). Die Feucht- bis Nasswiesen-Standorte Fischweier und Plättig im Nordschwarzwald sind fett hervorgehoben.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Die Versuchsfläche im Plättig an der Schwarzwaldhochstraße im Grindenschwarzwald liegt auf einem flach geneigten Hang-Quellmoor, dass sich meist stark zersezt in dünner Schicht als Anmoorgley über wasserführende sandig-grusig-kiesige Granitverwitterung ausbreitet und auf der Sukzessionsparzelle von einem schmalen, durch Hochwasser stellenweise etwas ausgekolkten, immer wasserführenden Graben „entwässert" wird; Ausgangsvegetation war 1975 eine Eisenhutblättrige Hahnenfuß-Kälberkropf-Waldwiese (Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii, Var. von *Juncus acutiflorus*; Näheres bei SCHIEFER 1881). Auch diese Parzelle auf der vorher jährlich einmal gemähten Wiese (der Schnitt blieb seit 1965 liegen) war gehölzfrei. 1979 wurde der untere Teil des gesamten Versuchsgeländes eingezäunt, da anfänglich häufig auf der Fläche äsendes Rotwild den Blütenflor von *Ranunculus aconitifolius*, aber auch von *Polygonum bistorta* sehr stark verbiss und wir dadurch eine Verfälschung der Vegetationsentwicklung befürchteten.

Als Managementmaßnahmen sind verschiedene Mulchtermine (2x jährlich=Kontrolle, 1x jährlich, jedes 2. Jahr), Mähen mit Abräumen und kontrolliertes Brennen zur Anwendung gekommen. Weiterhin wurde jeweils eine Parzelle mit ungestörter Sukzessionsentwicklung eingerichtet.Neben standorts- und bodenkundlichen, boden-ökologischen, klimatischen und faunistischen Untersuchungen (vgl. SCHREIBER 1997a, 2001; - et al. 1997) sind die Vegetationsbestände zunächst jährlich (SCHIEFER 1981), später etwa alle 3 Jahre nach der von SCHMIDT et al. (1974) entworfenen Prozentskala, manchmal auch feiner, aufgenommen worden; dies erfolgte in 25 m^2 großen Dauerquadraten,von denen mindestens eins in jeder Parzelle angelegt wurde (NEITZKE 1991; HÜLß 1991; KAUFMANN 1994; MITLACHER 2001). Diese nach klassischer Arbeitsweise gewählten Dauerquadrate waren vor allem für die Entwicklungs- und Entmischungsvorgänge in den Sukzessionsparzellen nach wenigen Jahren nicht mehr repräsentativ. Die Arbeitgruppe POSCHLOD legte deshalb im Jahr 2000 jeweils zusätzlich 8 Kleinquadrate in allen Parzellen an. Die auf Grund mangelnder Repräsentanz der Dauerquadrate notwendig gewordende Kartierung der Vegetation in den Sukzessionsparzellen – die als langjährige Tabuflächen ohnehin erst nach einer Stabilisierung der Entwicklung etwa ab 1990 dafür betreten werden durften - wurde nicht pflanzensoziologisch konzipiert. Vielmehr handelt es sich um eine Dominanzkartierung weitgehend in 20 %-Schritten, die der sich im Jahresablauf und von Jahr zu Jahr ändernden Musterbildung und wechselnden Dominanz der Arten gerechter wird. Die Dominanzkartierung ist nicht nur repräsentativer, sondern auch den Mustern entsprechend flächengetreuer, weil diese in einem rechtwinkligen 5x5 m-Raster aus Perlonschnüren eingemessen wurden. Abgesehen von Fast-Reinbeständen mit >80 % Deckung einer Art sind auch subdominante Arten in abnehmender Folge bis 10 % Deckung (manchmal auch >5 %) in die Charakterisierung jeder Kartiereinheit aufgenommen worden (Näheres bei SCHREIBER 1997a). Meist getrennt von der Kartierung der „Krautschicht", also des eigentlichen Grünlandes, erfolgte mehrmals eine Gehölzkartierung, bei der (wie bei der Krautschicht) in dem 5x5 m-Raster innerhalb jedes Quadranten jedes einzelne Gehölz mit Stamm und Krone oder Polycormonumfang genau eingemessen und mit einer artspezifischen Signatur versehen wurde. Dies erschien zwingend, um Entwicklung und Ausdehnung der einzelnen Gehölze ohne schwierige Anpassungen der verschiedenen Kartierungen im Laufe der Jahre exakt verfolgen zu können.

Die Vegetationsentwicklung auf den Dauerflächen der Sukzessionsparzellen wird durch eine Ordination der Pflanzenbestandsaufnahmen in etwa fünfjährigen Abständen mit Hilfe der Korrespondenzanalyse dargestellt (DCA, vgl. MITTLACHER 2001; bis 1987 mit den gesamten Datensätzen schon NEITZKE 1991). Nach HILL & GAUCH (1980) zeigt ein Abstand von 4 sd (Skalierungseinheit „standard deviation" im Ordinationsdiagramm) einen mehr oder weniger vollständigen Artenturnover an.

3 Ergebnisse

3.1 Versuchsfläche Fischweier

Gehölzentwicklung

Noch 1984 registrierte NEITZKE (Manuskr.) kein einziges Gehölz auf der Sukzessionsparzelle. Aber schon bald danach sind die ersten *Quercus robur* (vgl. Abb. 2) auf dem Uferwall großenteils unter dem Kronendach des Galeriewaldes aufgewachsen; bei der Kartierung 1994 zeigen sie z.T. bereits Wuchshöhen von 3,50 m bis 4,30 m. Zugleich entwickelte sich, vom Galeriewald ausgehend, im südlichen Teil des Uferwalls ein immer dichter und größer werdendes Gebüsch von *Rubus fruticosus* agg., in dem sich später auch mehrere *Salix purpurea* ansiedelten und als Polycormone weiter ausbreiteten. *Salix viminalis*, die nur wenige Meter weiter am Alb-Ufer vor der Nachbarparzelle steht, hat sich bisher nicht in die Fläche hineinbegeben. Aber erst Ende der 80er Jahre tritt der erste und bisher einzige Baum, ein *Acer pseudoplatanus*, in Anlehnung an den Uferwall

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

in der feuchter werdenden, von *Carex brizoides* beherrschten Fläche auf, über viele Jahre meist stark durch Rehwild verbissen und deshalb kaum größer werdend. Erst 1993 erreichte er 70 cm, 1994 schon 110 cm, wurde wieder stark verbissen und konnte schließlich 1996 mit einem Trieb bis etwa 2 m Höhe aus der Verbisszone herauswachsen. Im Jahr 2000 war er bereits zu einer schmalen Spindel von etwas mehr als 1 m Durchmesser, aber 5,60 m Länge hochgeschossen (Abb. 2), in der Folgezeit nicht nur in die Höhe, sondern auch etwas mehr in die Breite wachsend.

Tab. 1: Entwicklung dominanter Arten mit mindestens 5 % Deckung bei ungestörter Sukzession in einer Feuchtwiese
in Fischweier, Albtal, Nordschwarzwald (nach SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLß 1991, KAUFMANN 1994, MITLACHER 2001).

Jahr / Art	1975	1976	1977	1978	1980	1982	1985	1986	1987	1991	1994	2000
Artenzahlen	39	37	42	40	33	37	33	29	32	23	21	13
Polygonum bistorta	8	8	10	20	40	50	50	50	60	70	60	40
Filipendula ulmaria	+	+	1	3	3	3	3	2	3	5	5	15
Succisa pratensis	8	5	5	3	1	r	r					
Sanguisorba officinalis	10	10	30	25	15	8	5	3	3		+	1
Achillea ptarmica	3	3	5	3	1	1	1	1	+			
Deschampsia caespitosa	3	5	5	5	8	8	+	1	1	1	3	5
Holcus lanatus	10	1	5	30	8	8	+	+	1	+	+	
Rumex acetosa	3	1	5	+	+	r			+			
Phalaris arundinacea	(+)	+	1	5	8	15	15	15	15	40	40	40
Lysimachia nummularia	1	1	3	5	8	5	3	3	1	+		
Festuca rubra commutata	25	5	15	15	15	15	5	3	3	1	3	
Luzula campestris	8	5	10	3	3	1	+					
Agrostis canina canina	20	1	3	5	15	10	1		3			
Carex panicea	+	+	3	5	10	8	8	5	1	+	+	
Carex brizoides		+	+	1	5	20	60	70	80	90	90	50
Anemone nemorosa	5	15	8	5	5	8		r	+	r	r	

50-90 % Deckung
20-50 % Deckung
10-20 % Deckung
unter 10 % Deckung

Dauerquadrat 6
an der Flanke des Uferwalls zum randlich tiefer liegenden Moorgraben

Standortsverhältnisse: feuchter (Braunerde-)Gley aus steinig-sandig-tonigem Auensediment
Ausgangsgesellschaft: Wiesenknöterich-Sumpfdotterblumenwiese mit *Succisa pratensis*, Var. *Filip. ulm.* (SCHIEFER 1981)

Tab. 2: Entwicklung dominanter Arten mit mindestens 5 % Deckung (Ausnahme Charakterarten) bei ungestörter Sukzession in einer ehemaligen wechselfeuchten Wiese in Fischweier, Albtal, Nordschwarzwald (nach SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLß 1991, KAUFMANN 1994, MITLACHER 2001).

Jahr / Art	1975	1976	1977	1978	1980	1982	1985	1986	1987	1991	1994	2000
Artenzahlen	50	47	53	48	44	43	41	39	44	36	35	29
Arrhenatherum elatius	3	+	1	+	+	1	+	+	1	+	+	1
Galium mollugo	3	3	5	15	8	5	8	8	3	8	3	5
Dactylis glomerata	8	10	15	10	5	3	3	3	1	+		
Avena pubescens	10	10	10	5	5	5	3	1	1	+	+	
Polygonum bistorta	15	15	15	30	60	70	75	60	80	50	50	15
Filipendula ulmaria	3	3	3	5	5	5	5	5	8	10	5	10
Hypericum maculatum	1	3	1	5	8	10	8	5	1	+	1	3
Sanguisorba officinalis	10	10	10	10	8	8	3	3	3	8	8	5
Holcus lanatus	10	1	5	10	8	5	5	3	5	3	5	3
Festuca rubra commutata	25	10	10	15	20	20	15	10	8	3	5	30
Agrostis capillaris	10	1	+	1	3	5	3	3	3	3	3	
Carex brizoides	1	1	3	5	8	10	50	60	60	90	90	80
Anemone nemorosa	5	5	5	5	5	5		r	+			
Knautia dipsacifolia	+	+	+	+	5	5	5	5	1	4		

50-90 % Deckung
20-50 % Deckung
10-20 % Deckung
unter 10 % Deckung

Dauerquadrat 1
auf dem Uferwall des hier S-N verlaufenden Albtales unterhalb Bad Herrenalb

Standortsverhältnisse: Braunerde-Oxygley aus kiesig-sandig-lehmigem Auensediment, das bei Überschwemmungen zu einem mehr als 2 m über dem Alb-Wasserspiegel liegenden Uferwall aufgeschüttet wurde
Ausgangsgesellschaft: Alchemillo-Arrhenatheretum polygonetosum, Variante von *Sanguisorba officinalis* (SCHIEFER 1981)

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Fischweier – Parzellenversuch (verschiedene Mulchvarianten, kontrolliertes Brennen, Sukzession seit 1975)
Ungestörte Sukzession – Gehölze, Kartierung **Juni 2000**

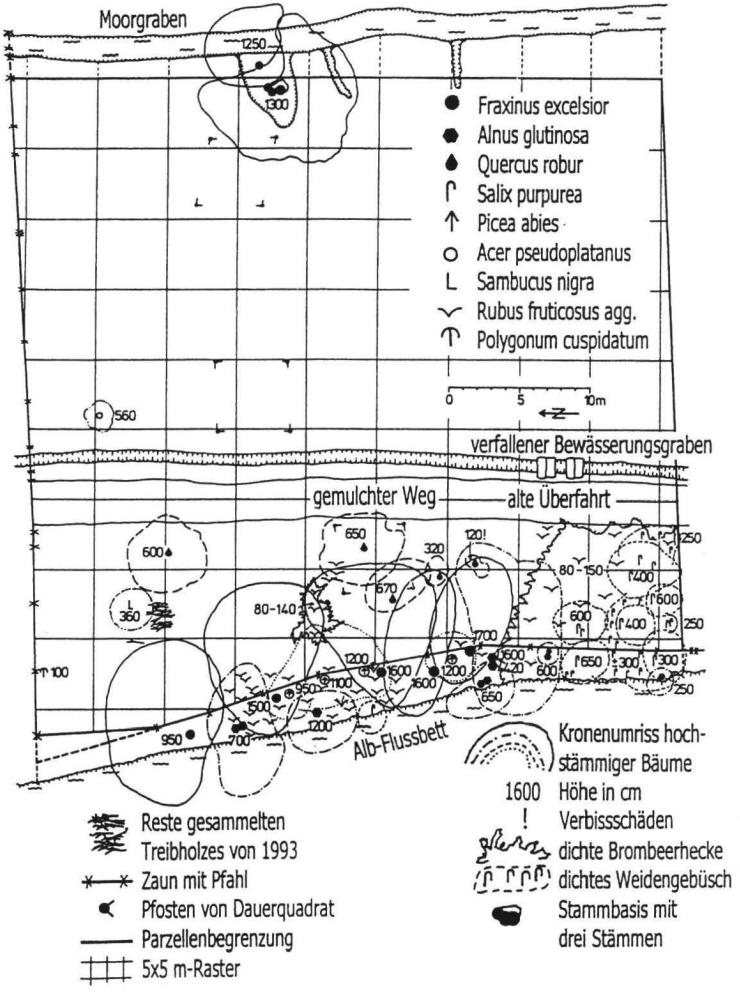
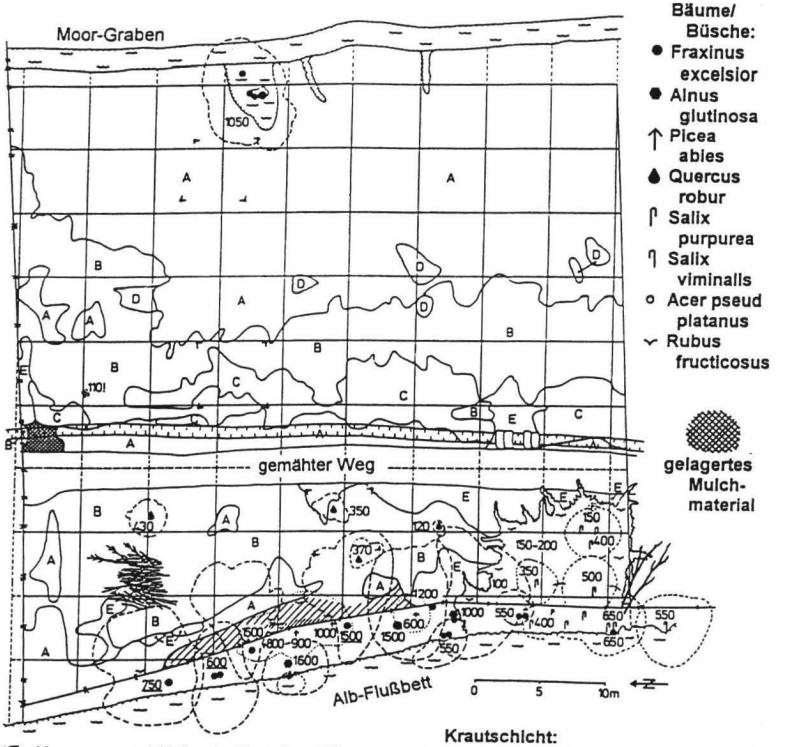


Abb. 2: Die Gehölze in der „ungestörten Sukzession" in Fischweier; aufgenommen im Juni 2000 (SCHREIBER).Der inzwischen verfallene Bewässerungsgraben führt auf der etwa 2,5 m über dem Albwasserspiegel liegenden Krone des Uferwalls entlang; östlich davon senkt sich das Gelände bis zum Moorgraben am Talrand rasch ab, die Böden werden immer feuchter.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Fischweier – Parzellenversuch (verschiedene Mulchvarianten, Kontrolliertes Brennen, Sukzession seit 1975)

Ungestörte Sukzession, Krautschicht-Kartierung Juli 1994



Kronengrundriß hochstämmiger Bäume
Begrenzung des Rubus-Polycormons
600 Höhe der Gehölze in cm
600 abgesägte Baumspitzen
Verbißschäden
vegetationsfreie Bodenoberfläche
lockerer Krautschichtbestand
gelagertes Treibholz
tote Äste
ehem. Bewässerungsgraben
Zaun mit Pfahl
Pfosten von Dauerquadrat

Krautschicht:

A Hochstauden-Gesellschaft (> 160 cm) mit Filipendula ulmaria (≥80 %) und Carex acutiformis (≥ 80 %)

B Carex brizoides-Bestand (20-40 cm) > 80 % Deckung, z.T. zahlreiche Deschampsia caespitosa-Bulte

C Phalaris arundinacea-Bestand (> 160 cm), > 80 % Deckung

D dichte Polygonum bistorta-Herden

E grasreiche Bestände mit Arrhenatherum elatius, Holcus lanatus und anderen Arten

Abb. 3: Die Krautschicht in der „ungestörten Sukzession" in Fischweier im Juli 1994; es wurden keine Pflanzengesellschaften aufgenommen, sondern die grobe, den Standortsverhältnissen entsprechende und strukturbildende Zonierung mit den jeweiligen dominanten Arten (SCHREIBER).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Krautschichtentwicklung

Wenige Jahre nach dem Aussetzen des herbstlichen Mulchens begannen sich die von SCHIEFER (1981) 1974 kartierten Vegetationeinheiten auffällig zu entmischen. Zwischen den Glatthaferwiesen des Uferwalls und den Mädesüß-Großseggenfluren breitete sich schnell und konkurrenzkräftig eine rasch breiter werdende Zone eines fast reinen *Carex brizoides*-Bestandes, dem süddeutschen „Seegras", aus (Tab. 1), in der sich nach und nach immer mehr die Horste von *Deschampsia caespitosa* einnischten. In den Folgejahren schob sich *Carex brizoides* auch vielfach bestandsbildend und mit hoher Dominanz in die Vegetation des Uferwalls, teilweise unterstützt von *Polygonum bistorta* und *Filipendula ulmaria* (Tab. 2), soweit nicht *Phalaris anrundinacea* dort an Stelle von *Arrhenatherum elatius* bis in die *Carex brizoides*-Zone seine Vorherrschaft bis zur Alleinherrschaft ausbaute (Abb. 3). Auf den feuchteren Flächen entwickelte sich *Carex acutiformis* insbesondere im flussabwärtigen Bereich mit stärkerer bis starker Unterdrückung von *Carex gracilis* und *Filipendula ulmaria* zu Dominanzbeständen (Tab. 3); in anderen Teilen fand über die Jahre ein laufender Wechsel der Dominanz von *Carex acutiformis* und *Filipendula* statt. Im Unterbau dieser Bestände überdauerte *Caltha palustris* – wenn auch mit Deckungsverlusten gegenüber den Pflegevarianten -, während sich zur trockeneren Flanke immer größer werdende Herden von *Polygonum bistorta* zu (Fast-)Reinbeständen entwickelten. Bei jährlichen Musterverschiebungen und deutlichen Dominanzveränderungen blieb aber bisher im Prinzip die eben geschilderte Zonierung erhalten (Abb. 3; vgl. Karten bei SCHREIBER 1997a, S. 47-49, für eine detailierte Beschreibung der Musterbildung und ihres Wechsels).

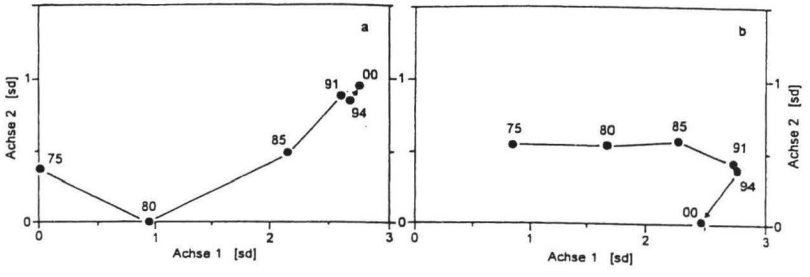


Abb. 4: Ordinationsdiagramme der Dauerquadrate der „ungestörten Sukzession" in Fischweier; DQ 1 (Abb. 4a) auf dem Uferwall und DQ 6 (Abb. 4b) an seiner zum Talrand hin feuchter werdenden Flanke (DCA, nach MITLACHER 2001, verändert; jedem Diagramm liegt ein eigenes Datenkollektiv zugrunde). Für das DQ 11 in Nähe des Moorgrabens liegt kein Ordinationsdiagramm vor

Eine (DCA) Ordination der Pflanzenbestandsaufnahmen zeigt zumindest auf den feuchten Standorten im Gegensatz zu den Mulchparzellen, die sich nahezu auschließlich innerhalb von 1 sd bewegen, eine ziemlich geradlinig über 3 sd hinweglaufende Entwicklung von 1975 bis 2000 (Abb. 4a). Diese führte letzlich in der Artenzusammensetzung bzw. den Dominanzen zu feuchter erscheinenden Grünlandgesellschaften (i.w.S.). Ein auffälliger Artenwechsel mit neuen Arten ist allerdings ausgeblieben, aber es traten große Artenverluste auf (Tab. 2, 3), die vielfach Arten aus dem mehr wechselfeuchten als dem feuchten bis nassen Bereich betrafen. Allerdings ist jüngst die – wohl nur vorübergehende – Einnischung vorerst einzelner *Impatiens glandulifera* in der *Carex acutiformis/Filipendula ulmaria*-Zone zu verzeichnen. Auf dem wechselfeuchten Uferwall hingegen scheint sich jedoch eher die auch in den Sukzessionsparzellen der anderen Versuchsflächen – auf meist (wechsel-)frischen bis trockenen Standorten - beobachtete Hin- und Rückentwicklung zwischen Versaumung und Ausgangsgesellschaft mit der Zunahme nährstoffanspruchsvollerer Grünlandarten, vor allem Hochstauden, anzudeuten (Abb. 4b, Tab.1; vgl. SCHREIBER 1997a,b). Auch hier waren starke Artenverluste zu verzeichnen (Tab. 1), ohne dass, von einer auch hier nur vorübergehenden Präsenz von *Impatiens glandulifera* abgesehen, nennenswert neue Arten hinzutraten.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Tab. 3: Entwicklung dominanter Arten mit mindestens 5 % Deckung bei ungestörter Sukzession in einer Nasswiese in Fischweier, Albtal, Nordschwarzwald (nach SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLß 1991, KAUFMANN 1994, MITLACHER 2001).

Art \ Jahr	1975	1976	1977	1978	1980	1982	1985	1986	1987	1991	1994	2000
Artenzahlen	31	29	33	28	20	19	14	14	14	12	12	9
Polygonum bistorta	5	5	8	5	3	3		r	r	1	r	1
Caltha palustris	50	30	50	50	50	70	50	40	30	20	25	10
Filipendula ulmaria	30	25	40	40	25	30	20	8	8	15	30	50
Juncus acutiflorus	8	5	8	5	3	1						
Carex gracilis	+	1	3	1	1	1	1	+	+	+	+	5
Carex acutiformis	70	60	80	60	60	70	90	90	90	80	90	90

50-90 % Deckung
20-50 % Deckung
10-20 % Deckung
unter 10 % Deckung

Dauerquadrat 11 – am rechten Talrand in Nähe des Moorgrabens
Standortsverhältnisse: nasser Anmoorgley, flache Niedermoorschicht über steinig-sandig-tonigem Auensediment
Ausgangsgesellschaft: Caricetum gracilis, Subass. von *Caltha palustris*, Var. von *Filipendula ulmaria* (SCHIEFER 1981)

3.2 Versuchsfläche Plättig

Gehölzentwicklung
Vermutlich erst 1982/84 hat sich der erste Baum, eine *Picea abies*, im oberen Teil der Sukzessionsparzelle unmittelbar am Graben etabliert (vgl. Abb. 5). 1986 erfolgte bei einer Höhe von etwa 60-70 cm mit dem Überragen der Krautschicht die erste fotografische Dokumentation. Das genaue Jahr der Etablierung kann nicht genannt werden, da ich ein unbedingtes Betretungsverbot der Parzelle in den ersten 15 Jahren angeordnet hatte; die einzige Ausnahme war das kurzfristige Aufsuchen der Aufnahmefläche der Dauerquadrate. Deshalb waren auch die in der Folgezeit heranwachsenden Bäume erst zu erkennen, als sie den z.T. sehr hohen Bestand der Krautschicht zu überwachsen begannen oder sich im zeitigen Frühjahr über der Streuschicht des Vorjahres abzeichneten. So ist kurz nach der Fichte wohl um das Jahr 1983 *Sorbus aucuparia* ebenfalls unmittelbar neben dem Graben, aber innerhalb der Umzäunung am oberen Rand, aufgewachsen, dicht gefolgt von 2 Exemplaren *Acer pseudoplatanus* in Grabennähe, zunächst im unteren umzäunten Teil der Sukzessionsparzelle sowie, wohl etwas später, ca 4 m unterhalb der Vogelbeere (Abb. 5). Sie erreichten 1986 bereits Höhen um 60-80 cm, *Sorbus* sogar um 1,30 m. Erst um 1990 ist der nächste, verschiedentlich verbissene Bergahorn ca. 6 m unterhalb der Fichte außerhalb des umzäunten Bereichs, wiederum in Grabennähe, für uns sichtbar geworden, 1992 bei der ersten Gehölzkartierung bereits mit einer Höhe von 1,65 m. In der Folgezeit traten dann auch Heister von *Acer pseudoplatanus* weiter entfernt vom Graben auf, die in der Kartierung von 2000 (Abb. 5) schon mit Höhen um 2 m verzeichnet wurden. Der jährliche Höhenzuwachs nahm mit steigendem Alter zu und lag zwischen 30 - 50 cm - soweit die Bäumchen in den Jugendjahren nicht zu häufig und stark verbissen wurden.

Nicht der Sturm „Lothar" im Dezember 1999, sondern das unerlaubte, eigenmächtige Auf-den-Stock-setzen aller Laubbäume zur Verbesserung des Schußfeldes in der Sukzessionsparzelle durch den Revierförster im Spätwinter 2001 hat eine völlig neue Seite in der Entwicklung der Gehölze aufgeschlagen, die der bisherigen, durch den Menschen "ungestörten Sukzession" ein Ende setzte und deren Weiterentwicklung man abwarten muss: Die Fichte wurde mit über 7 m Länge zwar vom Sturm ausgehebelt, aber das war ein „natürliches" Ereignis; der Wurzelteller schnellte nach dem Absägen des gefallenen Stammes weitgehend in die Ausgangslage zurück und wurde – eigentlich ungewollt – von den Waldarbeitern sorgsam wieder eingebettet. In seinem Umfeld entwickelte sich ein von Rehwild verbissenes *Fagus sylvatica*-Stämmchen (Abb. 5), das bei seiner Größe von etwa 40 cm im Juni 2000 vermutlich bereits vorher unter der dem Boden aufliegenden Kronenbasis der Fichte gekeimt war; im Sommer 2002 waren 3 kleine *Betula pendula*-Heister hinzugekommen. Nahezu alle auf den Stock gesetzte *Acer pseudoplatanus* bildeten bereits bis zum Sommer 2001 kräftige Stockausschläge, die in der Vegetationsperiode 2002 z.T. als vielstämmige, breite Büsche Höhen von 1-2 m erreicht hatten, während *Sorbus aucuparia* mit über 2 m Höhe auch noch klonal 2 Tochter-Individuen im 1,5 m-Umfeld der Mutterpflanze produzierte.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Plättig – Parzellenversuch (verschiedene Mulchvarianten und Sukzession seit 1975; Mähen mit Abräumen seit 1986)

Ungestörte Sukzession – Gehölze, Kartierung **Juni 2000**

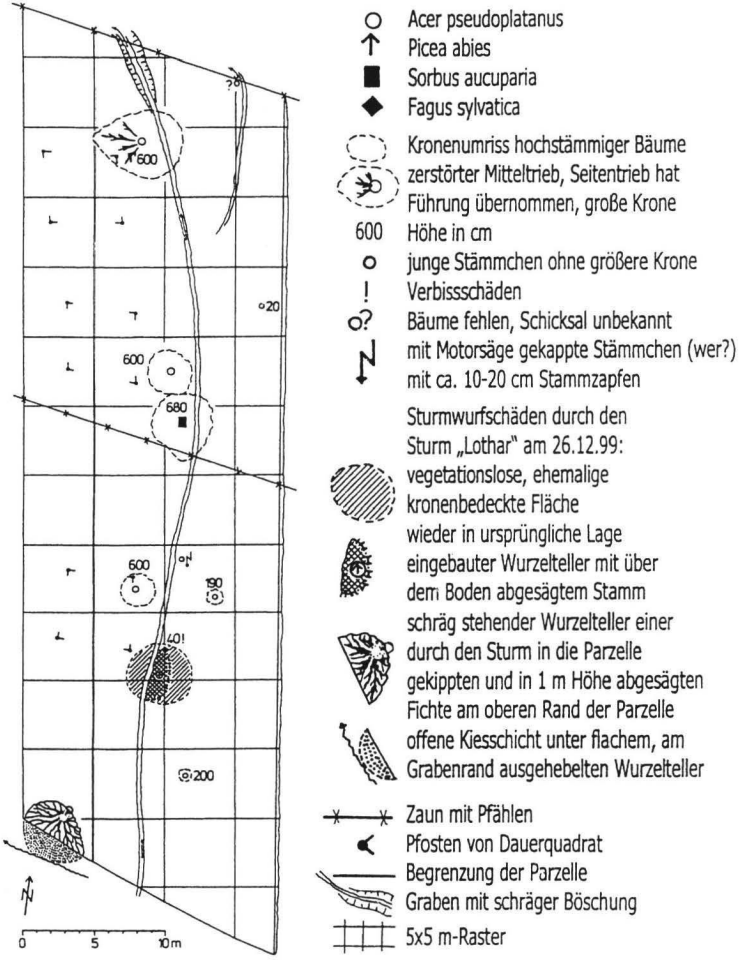


Abb. 5: Die Gehölze in der „ungestörten Sukzession" im Plättig; aufgenommen im Juni 2000 (SCHREIBER). Die erste Besiedlung fand in der trockeneren Grabenrandzone innerhalb und außerhalb der gegen Wildverbiss angelegten Umzäunung statt, später aber auch auf den entfernteren und feuchteren Flächen der Parzelle. Der Sturm „Lothar" hat nur die Fichten mit ihren flachen Wurzeltellern ausgehebelt.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Tab. 4: Entwicklung dominanter Arten mit mindestens 5 % Deckung (Ausnahme Charakterarten) in der ungestörten Sukzession einer nassen ehemaligen Waldwiese im Plättig, Grindenschwarzwald (nach SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLß 1991, KAUFMANN 1994, MITLACHER 2001)

Jahr / Art	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1983	1985	1986	1987	1991	1994	2000
Artenzahlen	24	25	29	28	26	24	20	21	13	15	15	14	12
Ranunculus aconitifolius	8	20	20	15	20	40	60	80	80	80	70	70	20
Chaerophyllum hirsutum	+	(+)											
Juncus acutiflorus	15	5	3	8	8	8	8	5	3	5	+	+	+
Polygonum bistorta	5	8	10	15	30	50	90	90	90	90	90	90	90
Juncus effusus	3	1	3	5	5	3	3	3	3	3	5	5	30
Holcus lanatus	10	20	15	1	10	5	3	+					
Holcus mollis			1	8	5	10	20	8	5	3	1	3	5
Agrostis canina canina	15	8	8	8	15	25	8	8	+	1	1	1	
Carex nigra	+	1	+	+	+	+	r	3	3	5	3	5	10
Agrostis capillaris	40	30	10	15	15	10	3	1		+	+	+	1
Festuca rubra commutata	8	20	20	25	25	20	8	3					
Veronica chamaedris	1	3	15	20	10	5	5	+	+	1	1	1	
Galeopsis tetrahit													
Ajuga reptans				1	1	1	+	+	+	1	1	r	
Lotus uliginosus	8	5	10	10	10	8	8	3	5	5	15	20	30
Crepis paludosa	3	3	5	8	8	3							
Poa trivialis	10	3	3	5	3	1	3	3		+	+	+	

50-90 % Deckung
20-50 % Deckung
10-20 % Deckung
unter 10 % Deckung

Dauerquadrat 2
in dem 1979 gegen starken Rotwildverbiss eingezäunten unteren Teil der Sukzessionsparzelle

(Artenliste aus den Bestandsaufnahmen der Dauerquadrate 2, 5 und 7 ist gleich)

Standortsverhältnisse: sickernasser Hang-Anmoorgley aus Granitgrus (sauerstoffreiches Wasser)
Ausgangsgesellschaft: Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii, Var. von *Juncus acutiflorus* (SCHIEFER 1881)

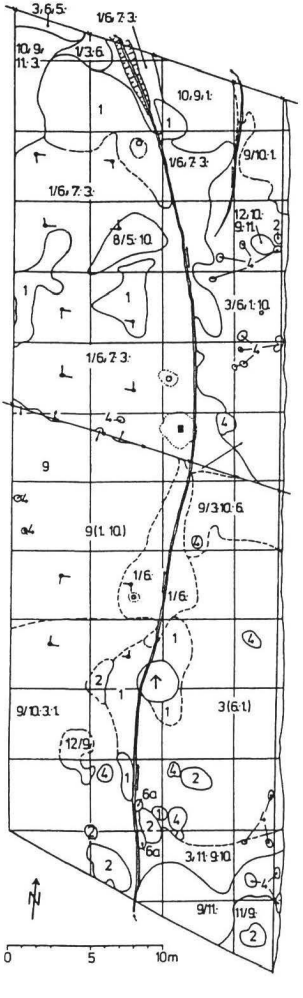
Krautschichtentwicklung

Wie auf allen übrigen Sukzessionsparzellen kam es auch im Plättig sehr rasch zu einer Bestandesentmischung mit Dominanzbeständen und vielfältiger Musterbildung. So fielen noch in den ersten Jahren im eingezäunten Bereich große zusammenhängende Flächen vom stark blühenden *Ranunculus aconitifolius* auf, die dann durch immer größer werdende dichte Bestände von *Polygonum bistorta* aufgelockert und bedrängt wurden (Tab. 4,5). Der Wiesenknöterich eroberte sich bis Anfang der 90er Jahre in unterschiedlicher Artenkombination als dominante Art große Flächen dieses Parzellenteils (Abb. 6). Außerhalb der Umzäunung war auch auf der Sukzessionsparzelle der Verbiss am Blütenflor beider Arten sehr auffällig; deren Deckung nahm ab, aber mit dem Abwandern des Rotwildes in der Folgezeit erholten sie sich wieder. Während sich auf der 2xjährlich gemulchten Parzelle innerhalb und außerhalb des Zaunes bald ein reines Juncetum acutiflori entwickelte, das bis heute Bestand hat, schritt die Entmischung und jahreszeitlich wie jährlich wechselnde Musterbildung auf der gesamten Sukzessionsparzelle weiter fort. Immer größer und zahlreicher werdende Horste von *Juncus effusus* und *Deschampsia caespitosa*, einzelne Gruppen von *Filipendula ulmaria* sowie *Senecio fuchsii* als Hochstauden, *Ranunculus aconitifolius*-Bestände und die mit ihren Blättern schon im Spätsommer bräunlich-schwarz absterbenden und bei Feuchtigkeit die Oberfläche fast verklebenden dichten *Polygonum*-Polycormone, andererseits aber auch größere Herden von *Holcus mollis* (Tab. 69) oder Bestände von *Festuca rubra* u.a. formten das augenscheinliche und viele Betrachter störende Bild einer verwilderten, sehr unterschiedlich strukturierten Brache (Abb. 6), die in sich noch viel stärker untergliedert und gemustert war (vgl. Karten bei SCHREIBER 1997a, S. 57-59).

Die Ordination der Pflanzenbestandsaufnahmen von 1975 bis 2000 zeigt in den ausgewählten Aufnahmejahren, wie bereits in Fischweier, in zwei Dauerquadraten eine gerichtete Entwicklung (Abb. 7a,b). Betrachtet man aber den Artenbestand, so ist auch hier kein Artenturnover, sondern fast ausschließlich ein Artenverlust erheblichen Ausmaßes die Ursache: Die Artenzahlen reduzierten sich in diesen 2 Dauerquadraten bis auf ein Drittel (Tab. 4, 5); dies traf auch Arten wie *Caltha palustris* und *Valeriana dioica*. Vermutlich zeichnet das Ordinationsdiagramm des DQ 7 (Abb. 7c; Tab. 6) die eigentliche „Entwicklung", nämlich ein Hin und Her innerhalb der Standardabweichung (einer Einheit sd=standard deviation) auf beiden Achsen, d.h. in der gleichen Vegetationseinheit, bei ebenfalls deutlichen Artenverlusten realitätsnäher.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Plättig - Parzellenversuch (verschiedene Mulchvarianten, Sukzession seit 1975, Mähen mit Abräumen seit 1986)
Ungestörte Sukzession, Krautschicht-Kartierung **Juli 1992**



Kräuter:
1 Polygonum bistorta
2 Filipendula ulmaria
3 Ranunculus aconitifolius
4 Senecio fuchsii
Leguminosen:
5 Lotus uliginosus
Sauergräser:
6 Juncus acutiflorus
6a Juncus effusus
7 Scirpus sylvaticus
8 Carex nigra
Gräser:
9 Holcus mollis/lanatus
10 Agrostis tenuis
11 Poa trivialis
12 Festuca rubra
Bäume:
o Acer pseudoplatanus
↑ Picea abies
■ Sorbus aucuparia

Kronenumriß hochstämmiger Bäume
deutliche Abgrenzung von Einheiten der Krautschicht sowie von bodenaufliegenden Kronen der Bäume
unscharfe Abgrenzung
Zaun mit Pfahl
Pfosten von Dauerquadrat
Graben mit Böschung

Deckungsanteile:
1 > 80 % Deckung
1(2.) > 80 % Deckung, geringe Beimengung anderer Arten
1/ 60 - 80 % Deckung
1, 40 - 60 % Deckung
1: 20 - 40 % Deckung
1. 10 - 20 % Deckung

Abb. 6: Das entmischte Mosaik der Krautschicht in der „ungestörten Sukzession" im Plättig im Juli 1992 (SCHREIBER); die Musterbildung ist jedoch viel differenzierter (vgl. SCHREIBER 1997a), aber im Interesse der Überschaubarkeit zu größeren Musterkomplexen zusammengefasst. Während im Norden und Osten der Parzelle die Kräuter geschlossene, große Bestände ausbildeten, besitzen im oberen, südwestlichen Teil Gräser eine überwältigende Dominanz; der stark zurückgegangene Deckungsanteil von *Holcus lanatus* war im *H. mollis*-Bestand kaum abzuschätzen, deshalb sind die beiden Arten zusammengefasst (vgl. Tab. 6)

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

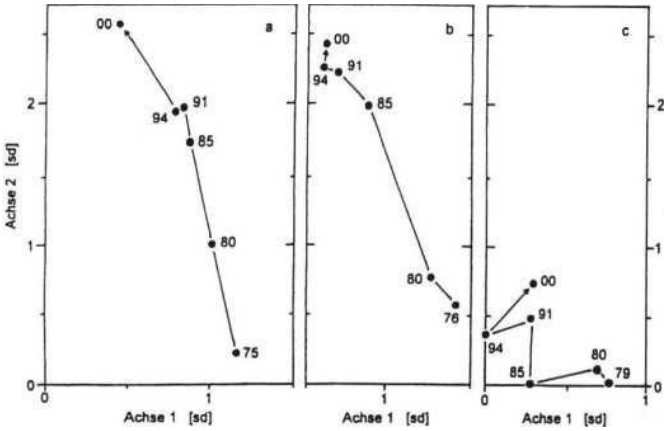


Abb. 7: Ordinationsdiagramme der Dauerquadrate der „ungestörten Sukzession" im Plattig: DQ 2 (Abb. /a) und DQ 5 (Abb. 7b) liegen innerhalb der Umzäunung, DQ 7 (Abb. 7c) außerhalb in einem dichten *Holcus mollis*- Bestand (DCA, nach MITLACHER 2001, verändert; alle 3 Diagramme beruhen auf dem gleichen Datensatz)

4 Diskussion

4.1 Gehölzentwicklung

Die von WILLEMS (1985) getroffene Feststellung, dass Gehölze nur in der Anfangsphase des Brachfallens eine größere Chance zur Etablierung haben, später durch die mächtiger werdende Streuschicht aber zunehmend behindert werden, kann zumindest für Grünlandbrachen generell nicht bestätigt werden (vgl. SCHREIBER 1997a, 2001); vielmehr zeigt die fast 30-jährige Entwicklungsgeschichte aller unserer Sukzessionsparzellen, dass Gehölzansiedlung zu jeder Zeit und teilweise in reichlichem Maße trotz vorhandener Streuschicht stattfinden kann und nicht auf offene Stellen, sog. „gaps", angewiesen ist. Dies konnte im letzten Jahrzehnt vielfach in den Sukzessionsparzellen mit ihrer ohnehin nicht wie beim Schnittregime dicht geschlossenen Grasnarbe vor allem an 1 - 2-jährigen Bergahorn- und Eschenjungpflanzen beobachtet werden, so dass darüber kein Zweifel mehr besteht. Das trifft auch für die vorgestellten Feucht- bis Nassgrünlandbrachen zu! Allerdings vollzieht sich diese Ansiedlung hier zögerlich und langsam, wie wir es auch in zahlreichen längere Zeit nicht bewirtschafteten Auen und an Hangwiesen des gesamten Schwarzwaldes beobachtet haben. Auch BÜRING (1970), MEISEL & HÜBSCHMANN (1973), ROWECK (1987) sowie RUTHSATZ (1978) und Mitarbeiter (RUTHSATZ & HOLZ 1997, - & KRASS 1998) berichten im Rahmen ihrer Feuchtbrachen- und Quellmoor-Studien über eine langsame Gehölzentwicklung auf diesen Standorten. Insgesamt besteht aber bisher über die Ursachen von Geschwindigkeit und Artenspiegel der Einwanderung von Gehölzen in Feucht- bis Nassgrünlandbrachen als potenzielle Waldstandorte eine Wissenslücke. Mit aller Vorsicht darf man die zögerliche Gehölzentwicklung wohl den Standortsbedingungen anlasten, obwohl sie keineswegs auf solche Verhältnisse beschränkt ist, sondern gleichermaßen auch auf frischen bis trockenen potenziellen Waldstandorten beobachtet werden kann (Beispiele bei SCHREIBER 1997a, 2001). Es sind allerdings nur Baumarten, die sich in den Feucht- bis Nassbrachen etabliert haben; Sträucher, auch die z.T. in unmittelbarer (Fischweier) oder naher Nachbarschaft (Plättig) vorhandenen Brombeeren der *Rubus fruticosus-Gruppe* (OBERDÖRFER 1994), sind bisher nicht eingewandert, während z.B. RUTHSATZ & KRASS (1998) sowohl *Rubus fruticosus* wie *R. idaeus* beobachteten. Möglicherweise steht aber das Eindringen der Brombeere im Plättig unmittelbar bevor, da sie - entweder aus der Samenbank oder ornithochor ausgebreitet - in 2002 auf dem am S-Rand auf die Parzelle gekippten Wurzelteller (vgl. Abb. 5) erstmals aufgetreten ist. Der Grabenrandstandort im Plättig ist auf Grund der mindestens 1-2 m weit in die Fläche reichenden Drainagewirkung wesentlich trockener und erklärt nicht nur das erste Erscheinen des Bergahorns dort, sondern wohl auch das Auftreten der Vogelbeere, für deren Vorkommen OBERDÖRFER (1994) jedoch auch Moorwälder nennt; sicher ist auch die Einzäunung (weitgehend fehlender Wildverbiss) nicht ohne Einfluss geblieben. Als sog. Mullkeimer auf sickerfrischen bis -feuchten Böden (OBERDÖRFER 1994) hat *Acer pseudoplatanus* aber auch kein grundsätzliches Problem mit dem Keimen und Aufwachsen in den nicht vom Graben drainierten Flächen in

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

einer ungestörten, nicht durch „gaps" aufgelockerten Grasnarbe gehabt. Denn der stellenweise sehr kräuterreiche Pflanzenbestand hat mit z.T. sehr rascher Streuzersetzung (z.B. *Ranunculus aconitifolius, Polygonum bistorta*) bei relativ hohem Regenwurmbesatz (BRAUCKMANN 2002) mosaikartig sicher einigermaßen günstige Keimbedingungen geschaffen. Der jährliche Diasporeneintrag war bis zum Sturm „Lothar" durch adulte *Acer pseudoplatanus* im nahen Umfeld gesichert (SCHIEFER 1981).

Tab. 5: Entwicklung dominanter Arten mit mindestens 5 % Deckung (Ausnahme Charakterarten) in der ungestörten Sukzession einer nassen ehemaligen Waldwiese im Plättig, Grindenschwarzwald (nach SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLß 1991, KAUFMANN 1994, MITLACHER 2001)

Jahr / Art	1976	1977	1978	1980	1985	1986	1987	1991	1994	2000
Artenzahlen	30	32	33	34	16	12	10	9	8	7
Ranunculus aconitifolius	15	5	10	30	80	70	70	50	40	30
Chaerophyllum hirsutum	3	3	1							
Juncus acutiflorus	1	1	3	3	3	3	5	+	1	+
Polygonum bistorta	5	3	5	20	90	90	90	90	90	80
Juncus effusus	15	20	15	5	5	5	3	10	10	40
Holcus lanatus	5	15	5	8						
Holcus mollis				(+)	+	+				
Agrostis canina canina	25	8	15	30	3	+	+	+		
Carex nigra	+	1	+	+	3	5	5	3	5	8
Agrostis capillaris	8	3	5	10	+	+	+			
Festuca rubra commutata	15	8	15	25	3					
Veronica chamaedris	5	8	10	5	r					
Galeopsis tetrahit										
Ajuga reptans	+	+	1	1						
Lotus uliginosus	10	10	10	8	8	5	15	5	15	10
Crepis paludosa	5	5	5	3						
Poa trivialis	3	1	3	1						

Standortsverhältnisse: sickernasser Hang-Anmoorgley aus Granitgrus (sauerstoffreiches Wasser)
Ausgangsgesellschaft: Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii, Variante von *Juncus acutiflorus* (SCHIEFER 1981)

50-90 % Deckung
20-50 % Deckung
10-20 % Deckung
unter 10 % Deckung

Dauerquadrat 5
in dem 1979 gegen starken Rotwildverbiss eingezäunten unteren Teil der Sukzessionsparzelle

(Artenliste aus den Bestandsaufnahmen der Dauerquadrate 2, 5 und 7 ist gleich)

Aber auch in Fischweier hat der Bergahorn trotz der von OBERDORFER (1994) betonten verjüngungshemmenden Wirkung des dichten *Carex brizoides*-Bestands gerade dort, wenn auch nur in einem Exemplar, seine Chance zum Keimen genutzt. Die drehflügelige Nuss muss allerdings über eine längere Strecke quer durch das Tal transportiert worden sein, da sich – außer an den Talhängen - im nahen Umfeld kein fertiler *Acer pseudoplatanus* befindet. Umso überraschender ist das Fehlen jeglicher *Fraxinus*-Verjüngung auf der Sukzessionsparzelle. Denn die alten, schon vor der Versuchsanstellung im Galeriewald stehenden Eschen streuen jährlich – wenn auch in unterschiedlichen Mengen – ihre winterstehenden, drehflügeligen Nüsse selbst bei Windruhe im Frühjahr mit Distanzen bis zu 30-40 m über die Fläche, auch wenn man überwiegend Winde in Talrichtung unterstellt. Auch die wenige Jahre vor Versuchsbeginn am Moorgraben etablierten Eschen (Abb. 2) sind inzwischen längst fertil , überschneiden das Feld des Diasporenregens und sind selbst ein Zeichen dafür, dass die Esche wohl auch auf diesen keineswegs basenreichen, nicht sehr fruchtbaren Standorten gedeihen könnte. Die Streudecke und Dichte der Grasnarbe (s.o.) und die Beschattung durch den Pflanzenbestand sind ganz sicher kein grundsätzliches Hemmnis, ist doch die Esche auf anderen Sukzessionsparzellen mit ähnlicher Struktur und Streumächtigkeit – aber auch hier am auch vor 1975 vermutlich selten oder gar nicht gemulchten Moorgraben – ein z.T. sehr erfolgreicher Besiedler gewesen. Das „Warum" muss offen bleiben, auch wenn einige der von SCHÜTZ (2000) aufgeworfenen Fragen zu Keimungs- und Etablierungsstrategien von Gehölz-Arten im Sukzessionsverlauf durch die geschilderten Tatsachen beantwortet scheinen. Distanzeffekte spielen sicher keine Rolle. Auch *Alnus glutinosa* ist bisher nicht in der Lage gewesen, sich zu etablieren, weder in den Feucht- bis Nassbracheflächen, noch auf dem Uferwall, obwohl zahlreiche adulte Individuen im Galeriewald stehen. Hingegen hat sich eine Erle in der jährlich kontrolliert gebrannten Parzelle auf dem trockeneren Uferwall angesiedelt und allen Feuern bisher getrotzt. Möglicherweise liegt eine der Ursachen in der dort ziemlich regelmäßig beseitigten Streudecke (vgl.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

SCHÜTZ 1998)–. In welchem Zeitraum und wie sich die Gehölzentwicklung nicht nur in naher, sondern auch in weiterer Zukunft verdichten wird, bleibt Spekulation. Der Uferwall selbst kann schon nicht mehr zu den Feuchtbrachen gerechnet werden und wird deshalb nicht weiter in die Diskussion einbezogen.

Tab. 6: Entwicklung dominanter Arten mit mindestens 5 % Deckung (Ausnahme Charakterarten) in der ungestörten Sukzession einer nassen ehemaligen Waldwiese im Plättig, Grindenschwarzwald (nach SCHIEFER 1981, NEITZKE 1991, HÜLB 1991, KAUFMANN 1994, MITLACHER 2001)

Jahr / Art	1979	1980	1983	1985	1986	1987	1991	1994	2000
Artenzahlen	33	28	29	33	33	29	27	22	20
Ranunculus aconitifolius	3	3	1	+	+	+	3	1	1
Chaerophyllum hirsutum									
Juncus acutiflorus			+	+	1	1			
Polygonum bistorta	5	8	5	3	5	8	20	25	30
Juncus effusus	3	3	3	3	5	5	10	3	25
Holcus lanatus	3	3	3	+	+	+	+	+	1
Holcus mollis	40	50	60	80	75	80	60	80	75
Agrostis canina canina	30	40	20	20	8	15	15	15	15
Carex nigra									
Agrostis capillaris	15	10	10	10	10	8	5	8	8
Festuca rubra commutata	10	10	5	5	3	3	1	1	5
Veronica chamaedris	10	3	5	3	5	5	8	1	+
Galeopsis tetrahit									5
Ajuga reptans	3	3	5	+	+	+	+		
Lotus uliginosus	8	5	15	15	8	15	15	8	20
Crepis paludosa	5	3	3	3	5	3	+		+
Poa trivialis	5	3	5	3	5	3	1	1	1

50-90 % Deckung
20-50 % Deckung
10-20 % Deckung
unter 10 % Deckung

Dauerquadrat 7 außerhalb des 1979 gegen den starken Rotwildverbiss eingezäunten Bereiches der Sukzessionsparzelle

(Artenliste aus den Bestandsaufnahmen der Dauerquadrate 2, 5 und 7 ist gleich)

Standortsverhältnisse: sickernasser Hang-Anmoorgley aus Granitgrus (sauerstoffreiches Wasser!)
Ausgangsgesellschaft: Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii, Variante von *Juncus acutiflorus* (SCHIEFER 1881)

4.2 Krautschichtentwicklung

Rasche Bestandsentmischung und wechselnde Dominanzmusterbildung der Krautschicht der Grünlandbrachen sind ein generelles Charakteristikum aller Sukzessionsflächen (SCHREIBER 1997a,b); darauf hat bereits BÜRING (1970) hingewiesen. Entscheidend hat die Polycormonbildung vieler Arten mit herdenförmigen, fast reinen Beständen dazu beigetragen; aber auch andere Lebens- und Wuchsformen, wie z.B. Hochstauden oder horstbildende Arten (*Deschampsia caespitosa, Juncus effusus*) sind daran beteiligt. Daraus resultiert einmal eine z.T. sehr auffällige Strukturveränderung und –vielfalt, die sich auf beiden Flächen eingestellt hat; zum anderen haben diese Vorgänge aber auch hinsichtlich der Streuqualität, der Mächtigkeit der z.T. aus mehreren Vegetationsperioden stammenden Streudecke, der Schnelligkeit der Streuzersetzung sowie des bodenchemischen und –physilalischen Zustandes und des Wasserhaushaltes –um nur die wichtigsten Faktoren zu nennen– einen Einfluss auf das sich dadurch verändernde Standortsmosaik sowie direkt oder indirekt über den Standort auch auf Flora und Fauna (u.a. BROLL & BRAUCKMANN 1994; SCHREIBER 1997a, 2001; BRAUCKMANN 2002). Dagegen wirken die jährlich 2x oder 1x gemulchten Parzellen infolge des Schnittregimes strukturell, aber meist auch in der flächenhaften Artenverteilung eher ausgesprochen einheitlich.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Die unterschiedlichen Artenzahlen der Bestandsaufnahmen sowie die verschiedenen Verlustraten (Tab. 1-6) sind neben den Karten in Abb. 3 u. 6, die aus Gründen der Übersichtlichkeit ja nur ein stärker zusammenfassendes Bild der Mosaikstruktur geben - die bei SCHREIBER (1997a) im Detail nachzusehen ist - , ein beredtes Zeugnis für die Heterogenität der Sukzessionsparzellen. Ob sie sich, wie die Ordinationsdiagramme zum großen Teil vermuten lassen, in eine bestimmte Richtung entwickeln - wie man in der Sukzessionsforschung bisher meist annahm (vgl. u.a. BÜRING 1970) - , muss mit Vorsicht betrachtet werden. Denn die starken Artenverluste des Ausgangsbestandes sind entweder kaum oder gar nicht durch Neuzugänge aus irgendeiner bestimmten Entwicklungsrichtung kompensiert worden; andererseits sind die abgängigen Arten keineswegs nur solche aus dem trockeneren Flügel des Artenspektrums. Struktur und wechselnde Dominanz werden nach der kurzen Entmischungsphase seit mehr als zwei Jahrzehnten im Prinzip von den gleichen Arten gebildet, es ist jeweils ein - wenn auch verwilderter - Grünlandbestand geblieben. Zwar ließe sich folgern, die jetzigen Bestände mit ihrem Arteninventar zeigten eher eine etwas höhere Feuchtigkeit der Standorte an; darauf weist auch BÜRING (1970) hin. Das würde auch in die alten Vorstellungen von der „biologischen Drainage“ durch Nutzung (in diesem Falle nur durch Mulchen, aber nicht durch Düngung!) passen (ELLENBERG 1952). Man könnte sich beim zweimaligen Mulchschnitt mit einem weiteren neuen Aufwuchs durchaus eine größere Evaporationsleistung als bei der im Sommer bereits teilweise absterbenden Pflanzendecke der Sukzessionsparzellen vorstellen. Frühere Ertragserhebungen von SCHIEFER (unveröff.) zeigen allerdings keine gravierenden Unterschiede in der Trockenmassenproduktion beider Pflegemaßnahmen auf anderen Standorten, aber einen anderen Rhythmus. Das Ordinationsdiagramm der Aufnahmen des Dauerquadrats 7 im Plättig außerhalb der Umzäunung (Abb. 6) mit dem engen Pendeln der Aufnahmen innerhalb einer Gesellschaft legt einem aber auch hier große Zurückhaltung bei solchen Schlussfolgerungen auf. Zwar handelt es sich um einen in der Struktur von den anderen Flächen abweichenden Dominanzbestand der Polycormon-Art *Holcus mollis* (Tab. 6, Abb. 6), der in diesem Flächenbereich bereits 1979 eine Gräserdeckung von mehr als 100% hatte und SCHIEFER veranlasste, nach der Einzäunung das neue DQ dorthin zu legen. Aber es geht m.E. zu weit, hier einen Weideeinfluß durch den nach etwa 10 Jahren nachlassenden Rotwildverbiss des Blütenflors von *R. aconitifolius,* aber auch von *Polygonum bistorta* (SCHREIBER & SCHIEFER 1985) - bei anderen Arten fielen keine Verbissschäden oder auffällige Deckungsverluste auf - anzunehmen und die schwachen Pendelausschläge des Ordinationsdiagramms darauf zurückzuführen. Große Bereiche des außerhalb des Zaunes liegenden Teils der Sukzessionsparzelle sind sehr ähnlich zusammengesetzt und strukturiert wie die Flächen innerhalb der Umzäunung (vgl. Karten bei SCHREIBER 1997a) und werden nicht von *Holcus mollis* dominiert. Das in den letzten 10 Jahren gelegentliche Auffinden von *Urtica dioica* in beiden Flächen passt allerdings in den Trend der Sukzessionsparzellen der (Wechsel-) frischen bis trockenen Standorte, die man eindeutig als Anreicherungssysteme bezeichnen muss (SCHREIBER 1997a,b, 2001; MOOG et al. 2001). Dieses Phänomen wird jedoch auf den Feucht- bis Nassbrachen bisher nur angedeutet, da im Artenbestand nur bedingt solche mit höheren Nährstoffansprüchen nennenswert dominanter geworden sind.

So bleibt schließlich nur die Feststellung, dass sich die feuchten bis nassen Wiesen im Plättig und in Fischweier nach fast 30 Jahren ungestörter Sukzession zwar in ihrer Struktur verändert und Arten verloren haben, aber, von der bisher sehr zögerlichen Gehölzbesiedlung abgesehen, keinem eindeutig erkennbaren oder gar gerichteten Entwicklungstrend, z.B. in Richtung der Versäumung und Rückentwicklung - wie die übrigen Sukzessionsparzellen (SCHREIBER 1997a,b, 2001) - oder Vernässung, unterliegen, sondern mit geringen Ausschlägen im Artenfächer im Bereich der Feucht- bis Nassgrünlandgesellschaften verblieben sind (vgl. auch RUTHSATZ 1998, - & KRASS 1998).

5 Literatur

BRAUCKMANN, H.-J. 2002: Regenwurmzönosen in südwestdeutschen Grünlandbrachen. Arb. Inst. Landschaftsökol. 10, Univ. Münster, 121 S. + Anhang

BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN, 1994: Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. Mitt. Deutsch. Bodenkdl.. Ges. 74, 49-52 BÜRING, H. 1970: Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht. Diss. Univ. Gießen, 81 S.

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

HILL, M.O. & H.G. GAUCH, 1980: Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio 42, 47-58

HÜLß, D., 1991: Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen - 16 Jahre Bracheversuchc in Baden-Württemberg.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Vervielf. Manuskr. Inst. Pflanzenbau u. Grünland, FG Grünlandlehre, Univ. Hohenheim, 89 S. + Tab.

KAUFMANN, B., 1994: Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen - 19 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. „Ökologische Unter-suchungen der boden- und vegetationskundlichen Veränderungen unterschiedlich behandelter Brachflächen in Baden-Württemberg zur Erfassung der Nährstoff- und Artendynamik" - Teil Vegetation -. Vervielf. Manuskr. Inst Pflanzenbau u. Grünland, FG Grünlandlehre, Univ. Hohenheim, 258 S.

MEISEL, K. & A. v. HÜBSCHMANN, 1973: Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. Natur u. Landschaft 48, 70-74

MITLACHER, K., 2001: Abschlußbericht der vegetationskundlichen Begleituntersuchungen im Jahr 2000 – Mit einer Bilanz über die Entwicklungen der letzten 25 Jahre. Vervielf. Manuskr., Forsch.proj. „Offenhaltung der Kulturlandschaft", Bracheversuche in Baden-Württemberg. FG Naturschutz II, FB Biologie, Univ. Marburg, 81 S. + Diskette Bestandsaufnahmen

MOOG, D., P. POSCHLOD, ST. KAHMEN & K.-F. SCHREIBER, 2001: Comparison of species composition between different grassland managements – 25 years fallow experiment of Baden-Württemberg. Appl Vegetation Science 5, 99-106

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

OBERDORFER, E., 1994: Pflanzensoziologische Exkursionflora. 7. Aufl. Stuttgart (Ulmer), 1050 S.

ROWECK, H. (Hg.), 1987: Grünlandbrachen im Südlichen Pfälzerwald. Pollichia Buch 12, 626 S.

RUTHSATZ, B. 1998: Sukzessionsveränderungen im Seggenriedgürtel um ein vermoortes Maar der Vulkaneifel (NSG Mürmes) und ihre möglichen Ursachen. Tuexenia 18, 237-259

RUTHSATZ, B. & I. HOLZ, 1997: Dauerbeobachtung von Vegetation und Quellwasserchemismus im „Palmbruch" und „Oberluderbruch" des NSG „Hangbrücher bei Morbach"/Hunsrück. Decheniana 150, 109-168

RUTHSATZ, B. & B. KRASS, 1998: Die Vegetation von Feuchtgrünlandbrachen im westlichen Hunsrück – Lebensraum für gefährdete Pflanzenarten oder das Landschaftsbild störende Unordnung? Mitt. Pollichia 85, 77-104

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

SCHMIDT, W., unter Mitarbeit von H. DIERSCHKE & H. ELLENBERG, 1974: Vorschläge zur vegetationskundlichen Untersuchung auf Dauerprobeflächen. Manuskr. Göttingen

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

SCHREIBER, K.-F., 1997a: Sukzessionen - Eine Bilanz der Grünland-Bracheversuche in Baden-Württemberg. Veröff. Projekt „Angew. Ökologie" (PAÖ) 23, Landesanst. Umweltschutz Ba.-Wü., Karlsruhe, 188 S.

SCHREIBER, K.-F., 1997b: Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg. Forstwiss. Cbl. 116, 243-258.

SCHREIBER, K.-F., 2001: 25 Jahre Landschaftspflegemaßnahmen in den Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. Akademie-Ber. 2, Naturschutz-Zentrum Hessen, Wetzlar, 5-42

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

SCHREIBER, K.-F., G. BROLL, H.-J. BRAUCKMANN, 1997: Vegetationskundliche, bodenökologische und faunistische Untersuchungen auf den Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - eine Bilanz nach über 20 Jahren. Veröff. Projekt „Angew. Ökologie" (PAÖ) 22, Landesanst. Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe, 49-68.

SCHÜTZ, W. 1998: Bildet *Alnus glutinosa* eine Samenbank? – Untersuchungen zum Verlauf der Samendormanz und der Überdauerung im Boden. Ber. Inst. Pflanzenökol. Univ. Hohenheim 7, 109-121

SCHÜTZ, W., 2000: The importance of seed regeneration strategies for the persistence of species in the changing landscape of Central Europe. Z. Ökol. u. Naturschutz 9, 73-83

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. K.-F. Schreiber
Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms Universität Münster
Robert-Koch-Str. 26
48147 Münster

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Kieler Notizen zur Pflanzenkunde

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 30

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

Artikel/Article: Sukzessionsabläufe von zwei Feucht- bis Nasswiesenbrachen im Nordschwarzwald 34-49