KIELER NOTIZEN

zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg

Jahrgang 20 1990 Heft 3

KÖLBEL, A., K. DIERSSEN, H. GRELL & K. VOSS: Zur Veränderung grundwasserbeeinflußter Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes - Konsequenzen für 'Extensivierung' und 'Flächenstillegung'

Zur Veränderung grundwasserbeeinflußter Niedermoor– und Grünland–Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für 'Extensivierung'und 'Flächenstillegung' (Brache)

A. Kölbel, K. Dierßen, H. Grell, K. Voß

Inhaltsübersicht

1. Einführung
2. Rückgangsursachen für Vegetationstypen und bezeichnende Arten
3. Eingriffe und deren Auswirkungen auf die Sukzession
   3.1 Entwässerung
   3.2 Steigerung der Düngung; Eutrophierung und Hypertrophierung
   3.3 Intensivierung der Beweidung
   3.4 Brache
   3.5 Hemerobiestufen
4. Möglichkeiten der Erhaltung bestehender sowie Restitution erwünschter Lebensgemeinschaften
   4.1 Probleme des konservierenden Schutzes
   4.2 Probleme und Grenzen einer Restitution
   4.3 Probleme mit der Nutzungsaufgabe (Flächenstillegung)
5. Diskussion der Befunde und Konsequenzen für die Umsetzung
6. Literatur

Zusammenfassung

Die Ursachen für Veränderungen in Niedermoor– und Feuchtgrünland–Vegetationstypen (pflanzensoziologisch als Verbände gefaßt) werden erörtert. Betriebswirtschaftlich begründete Eingriffe zur Steigerung der Produktivität werden in ihren Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Vegetation skizziert: Entwässerung, Düngung und Intensivierung der Beweidung. Zusammen mit eutrophierenden Umwelteinflüssen bewirken sie eine Entwicklung von naturnäheren zu naturferneren Lebensgemeinschaften. Möglichkeiten der Erhaltung und ggf. Wiederherstellung ergeben sich nur für eine begrenzte Anzahl von Pflanzengesellschaften sowie darauf aufbauende Lebensgemeinschaften – und dies auch nur, wenn es gelingt, künftig die N– und P–Einträge nachhaltig zu senken.

1. Einführung

Das nordwestdeutsche Tiefland ist in großen Teilen grünlandgeprägt. In Schleswig–Holstein etwa betreiben 2/3 der landwirtschaftlichen Betriebe Futterbau, Veredlungswirtschaft und Grünlandnutzung. Ein Großteil der Niederungsweiden war hier grundwasserbeeinflußt oder ist es noch. Seit den 60er Jahren setzen sich in der Landwirtschaft zunehmend industrieähnliche Produktionsverfahren durch. Wesentliche Voraussetzungen dafür waren im Wirtschaftsgrünland tiefgreifende Entwässerungen, unter anderem mit dem Ziel, auch nasse Niederungen weidefähig zu machen. Zusätzlich erfolgten vor allem:

–eine stark gesteigerte Düngung und

–auf nassen Flächen der Übergang von der Wiesen– zur Mähweidennutzung, vielfach verknüpft mit einer Erhöhung der Besatzdichte.

Die nutzbare Phytomasse und – über den Proteingehalt – auch der Futterwert haben im Vergleich zu den Ausgangsbeständen erheblich zugenommen. Gebietsweise zeichnet sich als weitergehende Entwicklung unter steigendem Dünger– und Herbizideinsatz eine Grünlandbewirtschaftung ab, die dem Feldfruchtbau nahekommt (*Lolium multiflorum*–Ansaaten).

In jüngerer Zeit bestimmen neben den vornehmlich betriebswirtschaftlichen Aspekten der Ertragssteigerung zunehmend Probleme des Naturschutzes und der Volkswirtschaft die Diskussion im ländlichen Raum. Stichworte sind 'Minderung der negativen Auswirkungen der Gülledüngung' und 'Minderung der Ertragsüberschüsse' (im Grünland bezogen auf Milch- und Fleischproduktion) sowie 'Vermeidung von Risiken für Grundwasserentnahme und Naturschutz'.

Die landschaftsökologischen Auswirkungen der skizzierten Entwicklung lassen sich knapp so zusammenfassen:

- Allgemeine Verringerung der Vielgestaltigkeit von Landschafts strukturen und Verkleinerung der Spanne von Feuchtigkeits- und Nährstoffstufen,
- Minderung der Anzahl spezifischer Lebensgemeinschaften auf den genutzten Flächen selbst sowie
- Veränderungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt nicht unmittelbar landwirtschaftlich genutzter Flächen (schleichende Entwässerung, Eu- bzw. Hypertrophierung) mit den daran geknüpften Veränderungen der Vegetation und Tierwelt (vgl. u.a. ARKENAU & WUCHERPFENNIG 1985, BERNING et al. 1987, MEISEL 1983).

Kaum ein Ökosystemkomplex in Nordwestdeutschland hat sich in Artenzusammensetzung, Struktur und Nutzung so tiefgreifend verändert wie das Feuchtgrünland (im folgenden als Sammelbegriff für die Verbände der 'Molinio–Arrhenatheretea' – Wirtschaftsgrünland, Teile des Caricion elatae – Großseggenrieder – und der Scheuchzerio–Caricetea fuscae – Kleinseggen–Gesellschaften gebraucht). Kein anderer Lebensraum hat einen vergleichbar starken flächenwirksamen Artenschwund erfahren.

Auf der Basis landschaftspflegerischer Planungen sollen ein optimaler Nutzungsverbund angestrebt und vorhandene Naturraumpotentiale (Erzeugung von Nahrungsmitteln, Bereitstellung sauberen Grundwassers, Bewahrung und Förderung naturraumspezifischer Lebensgemeinschaften) nachhaltig gesichert werden. Extensive Formen der Landbewirtschaftung können künftig im Prinzip die Chance bieten, die Ansprüche von Landwirtschaft und Naturschutz besser miteinander in Einklang zu bringen als in Vergangenheit und Gegenwart.

Bei dem Versuch, Veränderungen in der Vegetation zu analysieren und zu prognostizieren, trifft man immer wieder auf das Problem der synergistischen Wirkung der abiotischen und biotischen (hier besonders der anthropogenen) Faktoren. Es ist unmöglich, sie in ihren Auswirkungen auf die Vegetation getrennt zu betrachten. Für die Entwicklung von Denkmodellen ist freilich ein gewisses Maß an Abstraktion unumgänglich.Die vorliegende Zusammenstellung versucht daher trotz der genannten Schwierigkeiten,

- die Ursachen von Veränderungen bei Grünland – Vegetationstypen zu erörtern,
- syndynamische Prozesse bei Einwirkung verschiedener Störgrößen und –intensitäten zu charakterisieren und
- die weitere Entwicklung von Beständen nach Beendigung einer Nutzung (Störung) zu kennzeichnen.

Daraus läßt sich unter anderem ableiten,

- für welche Grünlandgesellschaften im Rahmen von Pflegeeingriffen eine Erhaltung vorstellbar ist,
- welche Vegetationstypen über Extensivierungsmaßnahmen verändert werden können (Steigerung von Naturraumspezifität und Artenvielfalt) sowie
- welche mittelfristigen Entwicklungen nach Flächenstillegungen zu erwarten sind. Die Abstimmung von Zielvorstellungen mit zooökologisch orientierten Arbeitsgruppen ist hierbei essentiell.

Ferner gilt es,

- solche Forschungsdefizite zu definieren, die vorrangig bearbeitet werden müssen,
- Anleitungen für die Verbesserung und Weiterentwicklung von Pflegekonzepten zu formulieren sowie
- Forderungen an Politiker und Verwaltungen zu stellen, als schädlich erkannte Störgrößen zu mindern oder auszuschalten.

2. Rückgangsursachen für Vegetationstypen und bezeichnende Arten

Tabelle 1 kennzeichnet für unterschiedlich intensiv genutzte Vegetationstypen des Grünlandes die wesentlichen Ursachen für Verschiebung des Arteninventars und den Rückgang einzelner Pflanzengesellschaften.

Die Fassung der Gesellschaften bezieht sich auf die 'Rote Liste der Pflanzengesellschaften' (DIERSSEN et al. 1988). Genauere Hinweise finden sich über Fußnoten (in den Tabellen) am Ende des Artikels. Die hier aufgeführten Ursachen werden wie folgt verstanden:

- 'Entwässerung' beinhaltet über Luftzutritt und Mineralisierung der organischen Substanz immer auch eine Eutrophierung.

Tabelle 1 Wesentliche Ursachen für Verschiebungen des Arteninventars und für den Rückgang grundwassergeprägter Vegetationstypen

Rhynchosporion	- Schnabelried-Schlenken	Entwässerung, direkte Vernichtung von Lebensgemeinschaften, Eutrophierung durch nährstoffreiches Oberflächenwasser
Caricion lasiocarpae	- Fadenseggenrieder	Entwässerung, Düngung, Beweidung, Eutrophierung durch nährstoffreiches Oberflächenwasser
Caricion nigrae	- Kleinseggenrieder bodensaurer Standorte	Entwässerung, Beweidung, Eutrophierung durch nährstoffreiches Oberflächenwasser
Caricion davallianae	- Kleinseggenrieder basenreicher Standorte	Entwässerung, intensive Beweidung, Brache, Eutrophierung durch nährstoffreiches Oberflächenwasser
Phragmition	- Schilf-Röhrichte	Entwässerung, direkte Vernichtung von Lebensgemeinschaften
Caricion elatae [A)] (Magnocaricion)	- Großseggen-Rieder	Entwässerung, Beweidung, Brache, Hypertrophierung durch nährstoffreiches Oberflächenwasser
Molinion	- Pfeifengras-Wiesen	Entwässerung, Düngung
Calthion	- Sumpfdotterblumen-Wiesen	Entwässerung, intensive Beweidung, Brache
Agropyro-Rumicion [D)]	- Flutrasen	Entwässerung
Cynosurion, (wechsel)nasse Ausb.	- Weiden	Entwässerung, intensive Beweidung, Düngung Einsaat, Biozideinsatz
Arrhenatherion, nasse Ausbildung	- Fettwiesen	Hypertrophierung durch Hangwasser, direkte Vernichtung von Lebensgemeinschaften

–Nährstoffeinträge durch die Luft können nirgends ausgeschlossen werden und wirken bei allen Veränderungen mit.

–Beweidung wirkt sich hauptsächlich über Trittbelastung aus (Der von einer Rinderklaue ausgeübte Druck beträgt bis zu 7 kg/cm^2 (BARTELS & WATERMANN 1981)). In einigen Fällen mag jedoch auch die eutrophierende Wirkung der Beweidung eine Rolle spielen.

Da Pflanzengesellschaften ihrerseits Struktur und Funktion einzelner Ökosysteme bestimmen, kann im allgemeinen unterstellt werden, daß Verschiebungen und Verarmungen der Zoozönosen tendenziell gleichgerichtet verlaufen (vergl. z.B. OPPERMANN & al. 1987).

Quantitative Verschiebungen in der Artenzusammensetzung von Pflanzengesellschaften können dabei relativ rasch erfolgen; das vollständige Ausfallen von Arten erfolgt dagegen zeitlich verzögert. Auch Faunenverarmungen können sich mit starker Verzögerung bemerkbar machen (vergl. etwa DETZEL 1984).

Die pflanzensoziologisch unterschiedenen Einheiten müssen im Einzelfall stärker aufgelöst werden als in den Tabellen geschehen, um Rückgangsursachen zu präzisieren. Außerdem sind für Änderungen der Vegetationszusammensetzung immer Ursachenkomplexe verantwortlich. Die Beweisführung wird bei der Wahl engerer Bezugsräume präziser werden. Sie wird konkret bei Wiederholungskartierungen der realen Vegetation oder Dauerflächenuntersuchungen in jenen Beständen, deren Nutzungsgeschichte bekannt ist.

3. Eingriffe und deren Auswirkungen auf die Sukzession

Die Analyse von Veränderungsursachen ist Grundlage für eine Prognose des Sukzessionsgeschehens. Für eine Sicherung der Befunde sind Vergleichskartierungen der realen Vegetation oder Dauerflächenuntersuchungen erforderlich. Das vorgestellte Auflösen nach einzelnen Störgrößen dient lediglich einer besseren Orientierung. Im Gelände werden durchweg mehrere Störgrößen gleichzeitig wirksam.

3.1 Entwässerung

Die Tabellen 2 und 3 sollen Sukzessionstendenzen nach Entwässerungen beleuchten, Tabelle 2 bei Beibehaltung der Nutzung, Tabelle 3 bei Brache.

Eine schleichende, schwache Drainage, wie sie sich beispielsweise in Naturschutzgebieten aufgrund von Veränderungen im Wasserregime angrenzender, landwirtschaftlich genutzter Flächen bemerkbar machen kann, führt häufig zu schwer interpretierbaren Effekten. Durch Drainage bedingte Verschiebungen in der Dominanz und Artenzusammensetzung können von witterungsbedingten Fluktuationen überlagert werden. Für verallgemeinernde Aussagen sind daher Untersuchungen über längere Zeiträume erforderlich.

Erst stärkere Grundwasserabsenkungen führen zu deutlichen, teilweise irreversiblen Veränderungen von Bodenstruktur und –chemismus; letztere sind vor allem Sackungen, eine gesteigerte mikrobielle Aktivität, eine verstärkte Mineralisierung der organischen Substanz (insbesondere bei Niedermoortorfen), abzulesen aus einer Verengung des C/N–Verhältnisses (Vermullung) (SUCCOW 1988), und eine bessere Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen sowie beschleunigte Nährstoffumsätze. Bezogen auf die Vegetation bedeutet dies den Ersatz an grundwassernahe Standorte angepaßter Arten (Phreatophyten) durch produktionskräftige Ubiquisten (standortsvage Arten), hinsichtlich der Fauna die Ablösung von Spezialisten der Feuchtstandorte durch nicht standortspezifische Generalisten.

Insbesondere auf humusreichen Böden (in Niedermooren) setzen sich infolge der N–Mineralisierung nitrophytische Arten durch, vorübergehend Therophyten (z.B. *Stellaria media, Capsella bursa–pastoris*), langfristig produktive Gräser und – bei Brache – vor allem Stauden (*Phalaris arundinacea, Filipendula ulmaria, Urtica dioica, Agropyron repens*). Die N–Mineralisierung ist teilweise mit Sackungsprozessen (bei Niedermoortorfen) verbunden, wodurch Staunässezeiger gefördert werden (etwa *Alopecurus geniculatus, Agrostis stolonifera, Ranunculus repens*). Charakteristisch ist ferner eine stufenweise Auffüllung des Porenraumes mit angesäuertem Niederschlagswasser und damit verbunden ein Abfallen der pH–Werte. Dadurch fällt eine Vielzahl seltener Arten der kalkoligo– und mesotrophen Niedermoore aus, während im allgemeinen häufigere, säuretolerante Pflanzen gefördert werden.

Zahlreiche Tierarten sind direkt an die Existenz offenen Wassers in Gräben, Grüppen, Tümpeln und wechselnassen Senken angewiesen. Durchziehende oder überwinternde Wasser– bzw. Sumpfvögel (Schwäne, Gänse, Enten, Limicolen u. a.) können selbst kurzfristige Überschwemmungen nutzen. Für Amphibien und Libellen mit einjähriger Entwicklungszeit dürfen die Gewässer nicht vor Ende Juni austrocknen, für brütende Wasservögel nicht vor Juli. Viele weitere Arten benötigen ganzjährig wasserführende Gewässer, z.B. Kleinfische und Libellen mit mehrjährigem Entwicklungszyklus.

Brütende Limicolen, welche ihre Nahrung mit dem Schnabel aus dem Boden aufnehmen, sind auf hohe Grundwasserstände angewiesen. Bei Absinken des Grundwasserspiegels ziehen sich viele Bodentiere in tiefere Schichten zurück, wo sie für Vögel unerreichbar sind. Im Extremfall ist der Boden zu hart zum Stochern. Die spezifischen Heuschreckenarten der Feuchtbiotope (*Conocephalus dorsalis, Tetrix subulata, Mecosthetus grossus, Chorthippus montanus*) sind besonders in ihren Jugendstadien auf feuchtes Mikroklima angewiesen (OSCHMANN 1973).

Tabelle 2 Sukzessionstrends nach (stärkerer) Entwässerung bei Beibehaltung der bisherigen Nutzung

Ausgangsgesellschaft	Folgegesellschaft
Caricion fuscae	Molinion; Calthion, nährstoffarme Ausbildung
Caricion davallianae	Molinion; Calthion, nährstoffarme Ausbildung
Molinion	Molinietalia-Gesellschaften
Calthion	Lolio-Cynosuretum lotetosum Lolio-Cynosuretum typicum, Flutrasen-Ausbildung
Agropyro-Rumicion D)	
bisherige Nutzung extensiv	Agropyro-Rumicion*; Cynosurion, Flutrasenausbildung;
bisherige Nutzung intensiv	Agropyro-Rumicion; Cynosurion, Flutrasenausbildung

* war in Flutrasen die Nutzung vor einer Wasserstands-Absenkung intensiv, der Boden also schon verdichtet, dann bleibt trotz Drainage vielfach ein Agropyro-Rumicion (Staunässe) erhalten.

Tabelle 3 **Sukzessionstrends nach (stärkerer) Entwässerung ohne nachfolgende Nutzung**

Ausgangsgesellschaft	Folgegesellschaft, metastabil	Schlußgesellschaft, auf dem hydrologischen Niveau der Folgegesellschaft
Rhynchosporion	auf Torf: Erico-Sphagnion auf Anmoorgley: Ericion	Erico-Sphagnion[1)], Betuletum pubescentis[2)]
Caricion lasiocarpae	Salicion cinereae	Salicion cinereae
Caricion fuscae	Molinion, basenarme Ausbildung; Salicion cinereae	Salicion cinereae, Betuletum pubescentis
Caricion davallianae	Salicion cinereae	Salicion cinereae
Phragmition	Caricion elatae, Artemisietea-Gesellschaften [C)]	Salicion cinereae, Alnion glutinosae
Molinion	Salicion cinereae, Betuletum pubescentis	Salicion cinereae Betuletum pubescentis
Calthion	Artemisietea-Gesellschaften	Alno-Ulmion
Agropyro-Rumicion [D)]	Artemisietea-Gesellschaften	Alno-Ulmion
Cynosurion, grundwasserbeeinflußt	artenarme Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften[3)]	Alno-Ulmion
Calthion, Artemisietea-Ausb.; junge Brachen [C)]	Calystegion sepium, Urtica dioica-Ausbildung	Alno-Ulmion, Urtica dioica-Ausbildung[4)]

1) bei oberflächennahen Wasserständen
2) bei oberflächenferneren Wasserständen
3) bei Beibehaltung der Nutzung
4) evtl. erst langfristig, da ungünstige Bedingungen für Gehölzkeimlinge

3.2 Steigerung der Düngung; Eutrophierung und Hypertrophierung

Die Entwässerungen im Feuchtgrünland (im weiteren Sinne) erfolgten, um die Produktivität der Flächen zu steigern und eine nachhaltige Weidennutzung zu ermöglichen. Für diese Betriebsziele war eine anschließende Steigerung der Düngung folgerichtig. Neben der Düngung als gezielter Maßnahme sind unbeabsichtigte Eutrophierung als Nährstoffeintrag in ursprünglich nährstoffarme sowie die Hypertrophierung als Nährstoffeintrag in von Natur aus nährstoffreiche Standorte zu nennen. Heute wirken auf genutzte und nicht genutzte Standorte hauptsächlich Nährstoffe aus folgenden Quellen:

- –Mineral– (N,P,K) und Gülle–Düngung
- –Mineralisation entwässerter Niedermoortorfe (N)
- –Immissionen (NH_3, NO_x)
- –Überstauung mit nährstoffreichem Oberflächenwasser bzw. Kontakt mit nährstoffreichem Hangdruckwasser (N,P).

In Schleswig–Holstein ist derzeit mit jährlichen N–Überschüssen (die nicht durch Ernten entzogen werden) von 90 bis über 120 kg/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche zu rechnen (BACH 1987).

Eine Erhöhung der Nährstoffvorräte fördert vor allem die produktionskräftigen Kulturgräser (z.B. *Alopecurus pratensis*) sowie allgemein Gräser stärker als krautige Pflanzen. Grünlandgesellschaften mit hoher Biomasseproduktion sind aufgrund der Verdrängung der weniger produktiven und damit konkurrenzschwächeren Arten häufig floristisch verarmt und schwächer strukturiert. Diese Verschiebung des Konkurrenzgefüges bei Gefäßpflanzen wird vielfach noch durch Umbruch und Einsaat konkurrenzkräftiger Gräser gefördert.

Die beschriebenen Veränderungen haben ein feuchteres und kühleres Mikroklima im bodennahen Halmbereich zur Folge (BOSSHARD et al. 1988). Dies ist für die Tierwelt bedeutsam und kann sich unter anderem nachteilig auf den Bruterfolg von Limicolen auswirken. Die negativen Folgen selbst relativ geringer Düngergaben auf die Entomofauna im Trockengrünland konnte unlängst KRATOCHWIL (1989) eindrucksvoll belegen.

Tabelle 4 skizziert grob wesentliche Sukzessionstrends bei Düngung und Eutrophierung. Als Nutzung sei eine ein– (z.T. je nach Produktivität auch zwei–) schürige Mahd ohne Nachweide unterstellt.

Tabelle 4 Sukzessionstrends bei Düngung und Eutrophierung (Überflutung, Hangwasser u.a.) unter Mahd (ohne Beweidung und zusätzliche Entwässerung)

Ausgangsgesellschaft	Folgegesellschaft
Caricion lasiocarpae	Caricion elatae
Caricion fuscae	Calthion
Caricion davallianae	Calthion
Caricion elatae	Caricion elatae, Calthion
Phragmition, mäßig naß	Phragmition mit Nitrophyten, Calthion
Molinion	Calthion
Calthion, artenreiche Ausbildung	Calthion, artenarme Ausbildung
Agropyro-Rumicion [D)]	?, Calthion, artenarme Fragmente
Cynosurion, grundwasserbeeinflußt	Arrhenatherion, grundwasserbeeinflußt; sehr langfristig: Calthion, artenarme Ausbildung

Die Eutrophierungseffekte sind natürlich wie alle übrigen Eingriffsgrößen intensitätsabhängig. Allgemein resultieren Verschiebungen zu naturferneren Vegetationstypen (Einwandern euryöker Grünlandarten in Kleinseggen–Bestände und ubiquistischer Nitrophyten in Röhricht– und Grünlandgesellschaften, Verringerung der standörtlichen Vielfalt, Rückgang der Phreatophyten).

Mit dem Ausfallen der an nährstoffarme Verhältnisse angepaßten Wirtspflanzen verschwinden daran spezifische Phytophage, z.B. eine Reihe von Tagfaltern. Durch Hypertrophierung von Gräben und Tümpeln ist beispielsweise in vielen Gebieten die Krebsschere (*Stratiotes aloides*) ausgestorben, auf welche die Libelle *Aeschna viridis* für die Eiablage angewiesen ist.

Die Eutrophierung von Grünland bewirkt eine höhere, dichtere Vegetationsstruktur. Wiesen–Limicolen meiden aber solche Flächen, die sie nicht überblicken können. Der größere Raumwiderstand dichter, hypertropher Grasbestände macht sie für deren Jungvögel schwerer durchdringlich. Mit der Veränderung der Vegetationsstruktur ist ein feuchtkühleres Mikroklima verbunden. Dies wirkt sich nachteilig auf die Besiedlung durch Tagfalter aus (vergl. z.B. BLAB & al. 1987). Jungvögel und Wiesen–Limicolen können unter solchen Umständen verklammen und erfrieren (WITT 1988).

Ruderalisierte, von Brennesseln durchsetzte Schilfröhrichte, wie sie oft an Grabenrändern auftreten, werden von Schilf– und Teichrohrsängern nicht angenommen. Dies gilt auch für Röhrichte des Wasserschwadens (*Glyceria maxima*), der das Schilf unter hypertrophen Bedingungen ablöst, da seine Stengel nicht winterfest sind und somit den Rohrsängern zu Beginn der Brutzeit im Frühjahr keine Röhrichtstruktur bieten.

Gefährdete Libellenarten treten im wesentlichen nur an Gräben mit klarem Wasser auf, die im Frühjahr keine *Lemna*–Teppiche ausbilden. Charakteristisch für solche Gräben sind verschiedene Klein–Laichkräuter (Verband Potamion), die in mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern verbreitet sind (MIERWALD 1988).

Gülle kann auf Tiere toxisch wirken, etwa auf Amphibienlaich.

3.3 Intensivierung der Beweidung

Grundwasserferne Grünlandstandorte werden in Norddeutschland nach der ersten (bzw. zweiten) Mahd traditionell einer Nachweide unterzogen. Reine Wiesennutzung ist die Ausnahme. Nicht weidefähige Naßwiesen dürften bis Mitte der 50er Jahre episodisch gemäht worden sein. Erst Entwässerungen und verstärkter, zum Teil aus landschaftsökologischer Sicht überhöhter Düngereinsatz haben eine Einführung bzw. Intensivierung der Weidenutzung möglich gemacht.

Die Effekte intensiver Beweidung auf verschiedenartige Grünlandtypen sind in Tabelle 5 zusammengefaßt.

Besonders die Erhöhung der Beweidungsdichte führt zu Bodenverdichtung und Staunässe, verbunden mit einer Verringerung der Luftkapazität im Oberboden. Hierzu haben auch der Einsatz schwerer Maschinen (Walzen, Düngung) sowie die Torfsackung infolge Entwässerung der Niedermoorstandorte beigetragen. In der Pflanzendecke macht sich dies durch vermehrtes Auftreten düngungstoleranter – beziehungsweise durch Düngung geförderter – Wechselfeuchtezeiger bemerkbar (*Alopecurus geniculatus, Agrostis stolonifera, Glyceria fluitans*).

Düngung, Eu– bzw. Hypertrophierung und Intensivbeweidung führen bei unterschiedlichen Ausgangs–Vegetationstypen zu artenarmen Agropyro–Rumicion–Gesellschaften. Wird zusätzlich noch entwässert, so entwickeln sich diese weiter zu grundwasserunabhängigen, aber weiterhin staunassen Weidelgras–Weißklee–Weiden (Cynosurion) in der Flutrasen–Ausbildung bzw. deren eutraphent– (evtl. hypertraphent–)artenarmen, *Agropyron repens*–beherrschten Folgegesellschaften. Innerhalb der Weidelgras–Weißklee–Weiden hat sich weiträumig eine Verschiebung von mageren und grundwasserbeeinflußten Ausbildungen (Lolio–Cynosuretum, *Luzula*–Variante, Lolio–Cynosuretum lotetosum) zu trockenen und stickstoffreichen Ausbildungen vollzogen.

Die Summe dieser Veränderungen ist für die Tierwelt von erheblicher Bedeutung. ERNSTING (1965) etwa betont die Bedeutung der nassen Weidelgras–Weißklee–Weide (Lolio–Cynosuretum lotetosum) als Nahrungs– und Brutlebensraum für Limicolen. Der Rückgang dieser Vogelgruppe ist offenkundig mit der Veränderung des Wasserregimes und der Erhöhung der Nutzungsintensität auf Weidestandorten zu korrelieren.

Wiesenvögel erleiden bei Intensivierung der Bewirtschaftung zunehmend Verluste an Gelegen und Jungvögeln. Als besonders negativ erweisen sich Umtriebsweiden, die jeweils für einige Tage scharf beweidet werden.

Zahlreiche Libellenarten verlieren bei Intensivweiden mit "Golfrasenaspekt" ihren Lebensraum, weil viele Strukturelemente wie Blüten, Früchte, tote Halme und Blätter sowie überwinternde Halme stark abnehmen oder ganz ausfallen.

Tabelle 5 **Sukzessionstrends bei Düngung und Eutrophierung (Überflutung, Hangwasser u.a.) unter Mahd und intensiver Beweidung (ohne zusätzliche Entwässerung)**

Ausgangsgesellschaft	Folgesellschaft
Caricion lasiocarpae	-
Caricion fuscae	Agropyro-Rumicion [D]
Caricion davallianae	Agropyro-Rumicion
Phragmition, mäßig trocken	Agropyro-Rumicion
Caricion elatae (mäßig trocken) [B]	Agropyro-Rumicion
Molinion	Agropyro-Rumicion
Calthion	Agropyro-Rumicion
Calthion, Artemisietea-Ausb.; junge Brachen [C]	Agropyro-Rumicion
Agropyro-Rumicion	Agropyro-Rumicion
Cynosurion, nährstoffarm, grundwasserbeeinflußt	Cynosurion, grundwasserbeeinflußt
Arrhenatherion, grundwasserbeeinflußt	Cynosurion, grundwasserbeeinflußt

3.4 Brache

Seitdem sich das Wirtschaften auf ertragsarmen bzw. schwer zu bewirtschaftenden Flächen immer weniger lohnt, werden in den letzten Jahren zunehmend Flurstücke der Brache überlassen. Dort können konkurrenzstarke Arten in kurzer Zeit sehr viel lebende Biomasse und Streu produzieren und allein dadurch Konkurrenten verdrängen, die auf Bestandeslücken bzw. regelmäßige Belichtung des Bodens angewiesen sind. Deshalb ist eine teilweise drastische Abnahme der Artenzahl besonders bei älteren Brachen ein verbreitetes Phänomen.

Die erwarteten Sukzessionstrends bei Nutzungsaufgabe seien kurz skizziert (Tabelle 3):

Aus nährstoffreichen Caricion elatae–Beständen entwickeln sich vielfach ruderalisierte *Phalaris*–Bestände, aus Calthion–Beständen eutraphente Hochstaudenrieder. Cynosurion–Gesellschaften werden zu mehr oder weniger stabilen Grasfluren, in denen sich neben dominierenden Gräsern wie *Alopecurus pratensis, Agropyron repens, Arrhenatherum elatius, Dactylis glomerata, Deschampsia cespitosa* und *Poa trivialis* zunehmend nitrophytische Sippen einstellen und behaupten (u.a. *Urtica dioica, Galium aparine*). Eine Verbuschung erfolgt im Vergleich zu nährstoffärmeren Moor– und Heidestandorten zunächst langsam, da durch die höhere Streuakkumulation das Aufkommen von Gehölzkeimlingen gehemmt wird.

Der Übergang von ehemals intensiv genutzten Flutrasen–Gesellschaften und Weidelgras–Weißklee–Weiden in Brachen ist derzeit die Ausnahme. Längerfristige Sukzessionsuntersuchungen fehlen. Sofern keine Gründerpopulationen von Gebüschen vorliegen, sind bei Flutrasen nach zusätzlicher Entwässerung Molinio–Arrhenatheretea–bzw. Artemisietea–Gesellschaften zu erwarten, während sich Weidelgras–Weißklee–Weiden zu langfristig stabilen, streureichen, ruderalisierten und von Gräsern dominierten Stadien entwickeln dürften, in denen sich *Agropyron repens, Lolium perenne, Poa trivialis* und *Dactylis glomerata* durchsetzen (bei Staunässe auch *Agrostis stolonifera, Alopecurus geniculatus* und *Phalaris arundinacea*).

3.5 Hemerobiestufen

Die skizzierten Veränderungen der Grünlandvegetation als Folge einer Intensivierung der Bewirtschaftung lassen sich zusammenfassend als Verringerung der Naturnähe der betroffenen Vegetationstypen charakterisieren.

Beim Kennzeichnen von Hemerobiestufen (Stufen abnehmender Naturnähe) wird so vorgegangen, daß definierten Vegetationstypen eines Naturraumes unter Einbeziehung von Vorinformationen über Nutzungsgeschichte auf aktuelle Eingriffs– beziehungsweise Nutzungsintensität unterschiedlicher Stufen geeicht werden (DIERSSEN, MIERWALD & SCHRAUTZER 1985, DIERSSEN 1987, SCHRAUTZER 1988). Die so festgelegten Stufen sind zunächst streng auf die Naturräume zu beziehen, in denen sie aufgestellt werden. Floristisch lassen sie sich mit Hilfe soziologischer Guppen definieren. Großseggenrieder mit hohen Anteilen von Molinietalia–Arten etwa werden als naturferner eingestuft als solche ohne diese diffenrenzierenden Arten. Bei SCHRAUTZER (1988) spiegeln die Hemerobiestufen Wasserhaushalt und Nährstoffverfügbarkeit (letzteres etwa ausgedrückt über C/N–Verhältnisse) der Böden wieder. Verschiebungen der Natürlichkeitsstufen lassen sich aus Wiederholungskartierungen der aktuellen Vegetation ableiten (Abb.1).

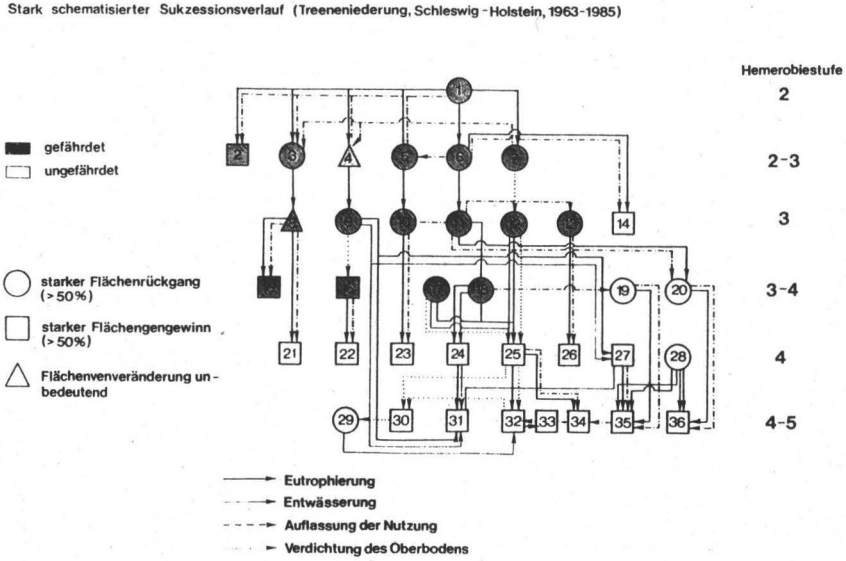

Abb. 1: Sukzessionsverlauf bei in Dauer und Intensität variablen Störgrößen. Der ansteigende Nutzungsdruck ist hier unter anderem durch Hemerobiestufen ausgedrückt. Ein Großteil der 1963 erfaßten Vegetationstypen (die Einheiten 1–36 belegen sie auf dem Niveau von Assoziationen und Subassoziationen) ist heute als gefährdet beziehungsweise schutzwürdig einzustufen. Bemerkenswert gegenüber modellhaften Dauerflächenuntersuchungen über Sukzessionsvorgänge ist die breite und letztlich schlecht prognostizierbare Palette der beobachteten Sukzessionszwischen– und –endstufen bei einer in Dauer, Intensität und Reihenfolge der Bewirtschaftungsschritte variablen Steigerung des Nutzungsdruckes, selbst in einem überschaubaren Bearbeitungsgebiet (nach SCHRAUTZER 1988, etwas verändert).

Im Feuchtgrünland Nordwestdeutschlands lassen sich auf Niedermoorstandorten grob die folgenden Stufen steigender Einriffsintensität unterscheiden (vgl. SCHRAUTZER, op. cit.):

- relativ oligotraphente, (episodisch) genutzte Kleinseggen–Gesellschaften und ihre natürlichen Schlußgesellschaften, in intensiv genutzten Regionen aktuell fehlend: Caricion fuscae, Caricion davallianae, primäre Bestände des Betuletum pubescentis und des Salicion cinereae (Hemerobiestufe 2); aus dem Blickwinkel der geschichtlichen Entwicklung als Ausgangsgesellschaften aufzufassen;
- mesotraphente Gesellschaften auf Standorten geringer Nutzungsintensität, aktuell allenfalls rudimentär vorhanden: Caricion elatae (saure Ausbildungen), Calthion auf meso– bis eutrophen Standorten (Hemerobiestufe 2–3); zusammen mit allen folgenden Vegetationstypen als Folgegesellschaften aufzufassen;
- eutraphente Gesellschaften auf produktiven, genutzten Standorten, großflächig stark zurückgegangen: Caricion elatae– und Calthion–Gesellschaften (Hemerobiestufe 3).
- entwässertes, gedüngtes, gemähtes und beweidetes Feuchtgrünland mit noch höherem Anteil an verbliebenen Nässezeigern, in nicht zu intensiv bewirtschafteten Regionen häufig, gebietsweise schon deutlich im Rückgang: Caricion elatae– und Calthion–Gesellschaften (Hemerobiestufe 3–4);
- grundwasserferne Gesellschaften auf entwässerten Niedermoor– Torferden, großflächig vorhanden: Abbaustadien von Caricion elatae– und Molinietalia–Gesellschaften, z.T. mit Entwicklungstendenz zu Artemisietea–Gesellschaften (Hemerobiestufe 4);
- grundwasserferne, gedüngte und stark beweidete Gesellschaften auf verdichteten Böden, großflächig und weiträumig verbreitet: Agropyro–Rumicion, Cynosurion mit Einsaat bzw. in Ausbildungen von *Agropyron repens*, nährstoffreiche Artemisietea–Gesellschaften (Hemerobiestufe 4–5).

4. Möglichkeiten der Erhaltung bestehender sowie der Restitution erwünschter Lebensgemeinschaften

Als Kriterien für die Beurteilung der Erhaltungswürdigkeit von Landschaftsteilen und ihren Lebensgemeinschaften unter landschaftsökologischem Blickwinkel sind (mit abnehmender Bedeutung) vor allem zu nennen:

1) Naturraumspezifität und Naturnähe von Lebensräumen, ihrer Tier–und Pflanzenwelt als Zeugnissen der Landschaftsentwicklung, der historisch gewachsenen Identität,
2) Seltenheit und Gefährdungsgrad von Arten und Lebensgemeinschaften sowie
3) eine **standortsgemäße** Artendiversität.

Dabei sind die Aspekte des botanischen und zoologischen Arten– und Lebensgmeinschaftsschutzes und der Erhaltung von Landschaftsstrukturen gleichrangig zu berücksichtigen.

Als These sei formuliert, daß die naturnächsten Vegetationskomplexe je Naturraum zugleich den seltenen und landschaftspezifischen Lebensgemeinschaften die günstigsten Erhaltungsmöglichkeiten bieten, die Identität eines Landschaftsausschnittes am besten wiedergegeben und vielfach auch die höchste Strukturvielfalt zeigen.

Die genannten Kriterien dienen als Grundlage für die Formulierung folgender Entwicklungsmöglichkeiten:

- Die Erhaltung als wertvoll erachteter Restbestände durch Fortführung der gegenwärtigen Nutzung (konservierender Schutz)
- Versuche zur Rückentwicklung restitutionsfähiger Bestände durch Minderung der Nutzungsintensität (Extensivierung) oder Wiederaufnahme einer schwachen Nutzung sowie
- die Nutzungsaufgabe (Brache) und damit ein Akzeptieren der Entwicklung zu naturnäheren Schlußgesellschaften, bei Feuchtgrünland–Standorten also langfristig zu Feuchtwäldern.

4.1 Probleme der Erhaltung

Da Grünlandvegetation nutzungsgeprägt ist, ist ihre Erhaltung nach Nutzungsaufgabe ohne kontinuierliche Pflege langfristig nicht möglich. Ein Austrag von Phytomasse und damit von Nährstoffen ist essentiell (vgl. SCHIEFER 1982, SCHREIBER 1987, WOLF 1984).

Schwach genutzte und relativ naturnahe, naturraumspezifische Feuchtgrünland–Komplexe sind aktuell nurmehr rudimentär vorhanden. Ihre Erhaltung und die damit verbundene Pflege ist unstrittig vorrangig (vergl. Tab. 6).

Die im folgenden aufgeführten Probleme gelten auch für eine Restitution:

Zunächst ergeben sich zeitliche, finanzielle und logistische Schwierigkeiten (kein Interesse des Besitzers an extensiver Nutzung oder Verkauf, zu langsame Sicherstellung, zu geringe oder keine öffentlichen Mittel für Ankauf und kontinuierliche Pflege).

Tabelle 6 **Erhaltungsmöglichkeiten**

	Erhaltungsmaßnahmen	Entwicklung von Brachen (kurz- und mittelfristig)
Caricion fuscae	extensive Mahd, keine Beweidung, keine Düngung und Eutrophierung	relativ stabil, langfristig Salicion cinereae
Caricion davallianae	abwechselnd extensive Mahd und Brache, keine Düngung, Eutrophierung und Beweidung	Salicion cinereae
Phragmition	bei gleichbleibendem Wasserstand nicht erforderlich	bleibt bei gleichbleibendem Wasserstand erhalten
Caricion elatae	bei gleichbleibendem Wasserstand nicht erforderlich, ggf. schwache Beweidung	Salicion cinereae, Alnion
Molinion	einschürige Mahd im Spätsommer, keine Düngung und Eutrophierung, keine Beweidung	Phragmition, Artemisietea- oder Calamagrostis canescens-Ausbildung, (Alnion, nährstoffarme Ausbildung)
Calthion	ein- bis zweischürige Mahd, keine Entwässerung	Calthion, Artemisietea-Ausbildung [C] (Salicion cinereae)
Agropyro-Rumicion [D]	Beweidung	Dominanzbestände von Großseggen bzw. Phalaris arundinacea; Calthion, Artemisietea-Ausbildung;
Cynosurion	Beweidung	nitrophytische Gras- und Staudenfluren (Agropyron repens, Urtica dioica)
Arrhenatherion	zwei- bis dreischürige Mahd	langsame Verbuschung, nitrophytische Gras- und Staudenfluren

Bei der Diskussion der günstigsten Nutzungsweise und Pflege müssen finanzieller Aufwand und Erfolgsaussichten abgewogen werden.

Die vorhandene Flora und Vegetation schutzwürdiger Flächen muß zudem nicht zwangsläufig erhaltungsfähig sein, da die Standortsverhältnisse bereits irreversibel verändert sein können. Hat sich etwa im Grünland auf ehemaligen Niedermooren infolge Entwässerung, Mineralisation der organischen Substanz, Düngung und intensiverer Beweidung eine Torfzehrung vollzogen (stärkerer Zersetzungsgrad, Erhöhung des Glührückstands, engeres C/N–Verhältnis: Vererdung, "Vermullung" (SUCCOW 1988)), so reagiert die Vegetation in ihrer quantitativen Zusammensetzung relativ rasch (Verschiebung der Dominanzverhältnisse), qualitativ dagegen eher verzögert. Einzelpflanzen etwa von *Senecio aquaticus* bleiben noch eine Weile als 'Entwicklungsrelikte' in den Flächen enthalten, ohne sich vermehren und ausbreiten zu können. Diese verzögerte Reaktion auf veränderte Standortsverhältnisse relativiert allgemein den Indikatorwert der einzelnen Arten, insbesondere beim Auftreten mit geringen Deckungswerten.

Wird durch ungünstige Rahmenbedingungen (etwa Streß durch hohen Beweidungsdruck) die Ausbreitungs– und Reproduktionsfähigkeit von Populationen eingeschränkt, so muß dies zwangsläufig kurz– bis mittelfristig zu ihrer Auslöschung führen. Eine Analyse, die lediglich den aktuellen Artenbestand und die herrschenden wesentlichen Standortsfaktoren erfaßt, bleibt daher für eine Prognose des Sukzessionsgeschehens unzulänglich: entscheidend sind die Ausbreitungsstrategien der betroffenen Populationen.

Die Beurteilung der Faunenentwicklung erweist sich im allgemeinen als noch komplexer, da unter anderem das Witterungsgeschehen die Beobachtungsmöglichkeiten einschränken kann und die Populationsschwankungen sich erst bei Betrachtung längerer Zeitreihen befriedigend interpretieren lassen.

Abschließend dies: erhaltende Pflegemaßnahmen müssen kontinuierlich erfolgen (das Ziel Erhaltung sicherstellen).

Die kontrollierende Begleitung der Pflege durch Beobachtung von Dauerflächen ist erforderlich, um gegebenenfalls Fehlentwicklungen als Folge unzweckmäßiger Steuerungsmaßnahmen zu korrigieren. Die Möglichkeiten aus heutiger Sicht sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

4.2 Probleme und Grenzen einer Restitution

Der allgemeinere Begriff "Restitution" für die Rückführung zu einem ausgeglicheneren Landschaftshaushalt sei dem gebräuchlicheren, aber engeren Term "Regeneration" vorgezogen. Gemeint ist das schrittweise Korrigieren einer eingetretenen Beeinträchtigung des Landschaftshaushaltes, wobei nicht das – fiktive – Ziel verfolgt werden soll, einen bestimmten Ausgangszustand ("wie es früher einmal war") wiederherzustellen.

Selbst diese zurückhaltendere Formulierung zwingt zu einer Zieldefinition: Was ist ein "ausgeglichenerer" Landschaftshaushalt, was ist "naturnäher", "weniger produktiv", "weniger mit Nähr– und Schadstoffen belastend" für angrenzende Lebensräume, was eine "standortsgemäße" Artendiversität?

Dabei gilt es zu klären, welche standörtlichen Veränderungen reversibel sind sowie ob und auf welche Weise ein Wiedereinwandern von Arten erfolgen kann (vgl. Abschnitt 4.1.).

Aus heutiger Sicht (mit Einschränkungen) möglich ist das erneute Einstellen höherer Wasserstände auf Feuchtgrünlandstandorten. Entwässerungsbedingte Veränderungen des Benetzungsvermögens und Porengefüges etwa bei vermullten Torferden können zu hydrologischen Verhältnissen führen, die sich von denen naturnaher Niedermoore deutlich unterscheiden. Auch die Auswirkungen einer Anhebung der Wasserstände auf den Nährstoffhaushalt von Böden bedarf der differenzierten Betrachtung. Stickstoffverbindungen werden unter anaeroben Verhältnissen festgelegt; teilweise erfolgt eine Denitrifizierung. Phosphate werden leichter freigesetzt.

Durch Vernässung nährstoffreicher Feuchtstandorte erfahren produktionskräftige Röhricht–Arten eine Förderung. Da diese durchweg nicht gefährdet sind, ist eine reine Vernässung für den Arten– und Lebensgemeinschaftsschutz aus botanischer Sicht im allgemeinen schwer zu begründen. Freilich kann eine Umwandlung von Flutrasen – im Gegensatz zu schutzwürdigeren Feuchtgrünland–Gesellschaften – in "Landröhrichte" dann sinnvoll sein, wenn die betroffenen Standorte sich von "Nährstoff–Quellen" für die Umgebung in "Nährstoff–Senken" umwandeln lassen. Die positiven Effekte für den Arten– und Lebensgemeinschaftenschutz treten demgegenüber eher zurück.

Eine Kalkung zur Teilkompensation der durch Infiltrationswasser hervorgerufenen Ansäuerung ist vorstellbar. Sinnvoll ist sie nur in Kombination mit einer Anhebung der Grundwasserstände, weil sonst ein starker Mineralisationspuls zu erwarten ist, der seinerseits mittelfristig ein erneutes Abfallen der pH–Werte auslösen dürfte (s.a. GROOTJANS & SCHIPPER 1987).

Eine durch Torfmineralisation verursachte Zersetzung und Verdichtung von Niedermoorböden (bei letzterer spielt auch Überweidung eine große Rolle) ist kaum rückgängig zu machen – es sei denn, man würde

mit erheblichem finanziellem Aufwand den vererdeten oberen Bodenhorizont abschieben. Eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit und beschleunigte Mineralisation der organischen Substanz setzt damit auch einer Ausmagerung durch Ernten ohne Ersatzdüngung Grenzen.

Als Nutzungs– und Pflegemaßnahmen – auch im Bereich der Erhaltung durch konservierenden Schutz – sind grundsätzlich Mahd, Mulchen, Beweidung, Flämmen sowie eine Kombination dieser Vorgehensweisen vorstellbar.

Sie können auch mit zeitweiliger Brache kombiniert werden und verschieden häufig bzw. zu unterschiedlichen Terminen sowie mit wechselnder Intensität angewendet werden. Für kleinere Flächen wäre etwa in den ersten Jahren eine frühzeitige, gegebenenfalls auch häufigere Mahd zur Aushagerung, in den folgenden Jahren eine spätere, für die Entwicklung der Fauna günstigere Mahd denkbar. Große Flächen können parzellenweise unterschiedlich behandelt werden.

Mahd läßt sich hinsichtlich des gewählten Zeitpunktes und der Frequenz am besten steuern und bietet sich insbesondere für eine Ausmagerung von Flächen an. Mahd 'von Hand' ist dabei sicher nur in Einzelfällen realisierbar, da zu kosten– und zeitaufwendig. Der Einsatz kleinerer Maschinen mit geringerer Auflast kann mittel– und langfristig brauchbare Alternativen bieten.

Eine Produktionsminderung ist im Feuchtgrünland vielfach eher durch eine Abschöpfung der Phosphat–Vorräte zu erreichen als durch eine Reduktion des mineralisierten Stickstoffs. P–Indikatoren wie *Ranunculus repens, Alopecurus geniculatus, Holcus lanatus* und *Poa pratensis* treten bereits nach 2–3 Jahren Mahdnutzung stärker zurück. Das Einwandern relativer P–Mangelzeiger (*Rhinanthus serotinus, Bromus racemosus, Trifolium pratense, Cynosurus cristatus*) vollzieht sich dagegen deutlich langsamer erst nach 7–8 Jahren. Die langfristigen Trends werden durch schwer interpretierbare jährliche Fluktuationen überlagert (VAN DUUREN & al. 1981).

Ein für maximalen Nährstoffaustrag günstiger – früher – Mahdzeitpunkt (Proteinmaximum in der oberirdischen Phytomasse) kann unter Berücksichtigung eines entomologischen oder avifaunistischen Artenschutzes auf Ablehnung stoßen – ideal wäre hier ein späterer Termin. Auf konkreten Flächen ist das Abwägen divergierender Ziele unerläßlich.

Für den Schutz lebensraumspezifischer oder seltener Arten sind zudem Informationen zu Autökologie und Populationsökologie erforderlich, die zu umfassend kaum sein können. Nicht alle Sippen mit enger ökologischer Amplitude müssen an besonders struktur– und artenreiche Lebensräume gebunden sein.

Bei der Erörterung des systembiologisch sinnvollsten Mahdtermins ist daher ein fachkundiges und pragmatisches Vorgehen angezeigt, da kein Termin allen Organismen gerecht werden kann.

Mulchen (Mähen unter gleichzeitigem Zerkleinern des Mähguts für einen rascheren Abbau am Ort) ist im Vergleich zur Mahd mit Ernte preiswerter und führt gleichfalls (langsamer) über Auswaschung zu Nährstoffausträgen. Es ermöglicht Rosetten– und Stolonen–Hemikryptophyten bessere Entwicklungsmöglichkeiten, verlängert die Vegetationsperiode für die Krautschicht und führt verglichen mit Brachflächen zu einem früheren Blühtermin und einem rascheren Streuabbau (HANDKE & SCHREIBER, 1985).

Eine aus heutiger Sicht moderate (extensive) Form der Beweidung ist hinsichtlich der Nährstoffausträge gegenüber der Mahd unterlegen. Allerdings können bei durchtretenen Grasnarben sehr hohe Nährstoffverluste auftreten, die umwelthygienisch bedenklich die Grundwasservorräte und Vorfluter belasten (WEGENER 1986). Durch die Entstehung von Mikromosaiken unterschiedlicher Beweidungsintensität (BAKKER 1987 b) wird die Strukturvielfalt der Bestände erhöht. Eine schonende Beweidung trägt damit stärker als die Mahd zur Begründung nischen– und artenreicher Bestände bei. Der Einsatz von Rindern, Pferden, Schafen und gegebenenfalls Ziegen kann folglich bei nicht zu hoher Besatzdichte und auf nicht zu nassen Standorten im allgemeinen akzeptiert werden. Allerdings muß damit gerechnet werden, daß es durch das selektive Freß– und Aufenthaltsverhalten des Weideviehs zur Aufteilung der Flächen in intensiver beweidete und kaum betretene, ruderalisierte Bereiche kommt. Besonders in Hanglagen und auf staunassen Standorten kann die Pflanzendecke durch Tritt zerstört und damit die Samenbank des Standortes erschlossen werden. Letzteres äußert sich in vermehrtem Auftreten von *Juncus effusus*–Herden, die heute wegen des hohen Arbeitsaufwandes nicht mehr manuell entfernt werden.

Der Einsatz von 'Highlands' oder 'Galloways' auf grundwassernahen Standorten ist hier wegen der starken Trittschäden insbesondere im Winter abzulehnen.

Flämmen schließlich ist im Feuchtgrünland keine sinnvolle Pflegemaßnahme, da bei geringem Effekt auf den Phytomasseabbau schädigende Wirkungen auf die Fauna überwiegen.

Alle geschilderten Maßnahmen dienen dem Arten– und Biozönosenschutz insofern nur mittelbar, als sie die Lebensbedingungen der vorhandenen Arten und Gesellschaften stabilisieren bzw. verbessern. Ein

spontanes Neuauftreten erwünschter Sippen beziehungsweise die Neubildung von Lebensgemeinschaften hängt darüber hinaus ab von den Einwanderungsmöglichkeiten aus benachbarten Beständen, der Flächengröße sowie den Ressourcen einer Samenbank auf dem Standort selbst. Ersteres ist in solchen Landschaften die Ausnahme, in denen allgemein ein erheblicher Rückgang konkurrenzschwacher Sippen stattgefunden hat oder sich noch vollzieht und wo deren Rückzugsräume nurmehr rudimentär entwickelt sind.

Über Samenbanken in unterschiedlichen Grünland–Gesellschaften liegen erst wenige für weitergehende Prognosen ausreichenden Befunde vor (BAKKER 1989). Bei stark veränderten Standorten geht man kaum fehl, wenn man ubiquistischen Sippen wie *Juncus effusus, J. bufonius, Stellaria media, Rumex acetosella* und *Epilobium*–Arten die besten Chancen einräumt.

Die Restitutionsmöglichkeiten (Tabelle 7) für ehedem häufigere Grünlandtypen sind folglich zum großen Teil langfristig kosten– weil pflegeintensiv und längst nicht in allen Fällen erfolgsversprechend. Zu Euphorie besteht wenig Anlaß. Moderate Beweidung oder 1–2schürige Mahd ohne Ersatzdüngung können zwar in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften in unterschiedlichen Zeiträumen die erwünschte Ertragsdepressionen zeigen; Verschiebungen im Arteninventar treten dagegen selbst nach Jahren nur mehr schleichend ein (vergl. OOMES & MOOI 1981, 1985, BAKKER & DE VRIES 1985, BAKKER 1987 a, PFADENHAUER & al. 1987).

Allgemein formuliert werden Restitutionsmaßnahmen umso kostenaufwendiger und schwieriger beziehungsweise gar unrealisierbar, je naturferner die Ausgangsgesellschaften sind und je naturnäher der – betriebswirtschaftlich durchweg uninteressante, aber aus Naturschutzperspektive angetrebte – Vegetationstyp ist (BRIEMLE & al. 1987). Dies bedeutet für die Formulierung von Extensivierungskonzepten, daß in landschaftsökologisch unvertretbar stark genutzten Landschaftsteilen mit ungünstigem 'Ist–Wert' der 'Soll–Wert' realistisch niedrig angesetzt werden muß: in heute ausgeräumten Landschaften kann folglich schon eine unspezifische, relativ artenarme Molinietalia–Wiese ein erstrebenswertes Entwicklungsziel sein.

4.3 Probleme mit der Nutzungsaufgabe

Gleichgewichtszustände wie ein mehr oder weniger stabiler Artenbetand werden im Feuchtgrünland aufgrund der vollzogenen Meliorationen und des sehr hohen Nährstoffniveaus in erster Linie durch Nutzungsform und –intensität aufrechterhalten. Nutzung ist hierbei gleichbedeutend mit einem Phytomasse– und Nährstoffaustrag.

Ein Nutzungsausfall führt folglich zu einer Streu– und Nährstoffakkumulation, die nur durch verlangsamte Abbau– und Auswaschungsprozesse teilweise verringert wird. Hohe Phytomassevorräte während der Vegetationsperiode und mit steigender Brachedauer wachsende Streumengen bewirken unter anderem Verschiebungen im Mikroklima (Erhöhung der Luftfeuchte in Bodennähe) sowie eine Erhöhung der Raumkonkurrenz für Gefäßpflanzen und des Raumwiderstandes für Tiere. Dies wirkt sich letztlich negativ auf die Entwicklung niedrigwüchsiger, konkurrenzschwacher Gefäßpflanzen aus, und zwar sowohl bei Kräutern als auch bei Gehölzen im Keimlings– und Jugendstadium. Brachen auf entwässertem und gedüngtem Grünland führen folglich langfristig zu mehr oder weniger stabilen, nährstoffreichen Staudenfluren, vor allem mit den folgenden dominanten Arten: *Filipendula ulmaria, Urtica dioica, Phalaris arundinacea, Galium aparine, Epilobium hirsutum, Agropyron repens* und *Poa trivialis*. Zunächst ist nicht mit einem nennenswerten Aufkommen von Gehölzen zu rechnen, im Gegensatz zu den rasch verbuschenden Brachestadien weniger produktiver Moor– und Heidestandorte oder von Halbtrockenrasen, in denen die mangelnde Wasserversorgung produktionsbegrenzender Faktor werden kann. Junge Brachen (bis zu 5 Jahren alt) sind im allgemeinen artenreicher als alte. In einem generalisierenden Modell, erhärtet durch Geländebefunde, hat GRIME (1981) darzustellen versucht, daß bei Landökosternen mit steigender Phytomasse und Streuproduktion die Tendenz zur Dominanz einer oder weniger, meist zu Wurzelbrut neigender Arten unter gleichzeitiger Verringerung der allgemeinen Artenvielfalt zu erkennen ist (Abb. 2). Zahlreiche Arbeitsgruppen formulieren übereinstimmend, daß längerfristige Brachen auf produktiven Standorten ebenso wie Nutzungsintensivierungen für verschiedene konkurrenzschwache Organismengruppen zur Abnahme von Abundanzen und Artenzahlen führen können (z.B. ERHARD 1983, OPPERMANN et al. 1987, ROSENTHAL & MÜLLER 1988). Im Vergleich zur floristischen Artenvielfalt fällt dabei die faunistische bei einer Reihe von Tierartengruppen erst mittelfristig ab (vergl. DETZEL 1985), was teilweise kontroverse Auffassungen über Pflegeziele zwischen botanisch und zoologisch orientierten Biologen erklären mag. Bei der Erörterung der Brache–Problematik aus zooökologischer Sicht müssen produktionsbiologische Befunde (Vorräte an lebender und toter Phytomasse) mit einbezogen werden. Sowohl die Vegetationsstruktur als auch die Sukzessionsgeschwindigkeit sind bestimmende Größen für die Wechselbeziehungen zur Tierwelt, insbesondere zur Entomofauna. Jeder Pflegeeingriff wie Mahd, Bren-

Tabelle 7 **Restitutionsaussichten bei gezielten Eingriffen**

Ausgangsgesellschaft	"gewünschter" Vegetationstyp	Erfolgs-Prognose	Maßnahme/Begründung
a) relativ einfach einzustellende Vegetationstypen			
Phragmition	Caricion elatae	+	Entwässerung, Gebüschverbreitung verhindern, extensive Beweidung
Phragmition, mäßig naß	Calthion	+	Mahd [1]
Caricion elatae	Phragmition [2]	+	Überstauung
Caricion elatae	Calthion [3]	+	Mahd
Calthion	Phragmition; Caricion elatae, Artemisietea-Gesellschaften	+	Brache (je nach Wasserstand stellt sich einer der gewünschten Typen ein)
b) allenfalls mit hohem Zeit- und Kostenaufwand einzurichtende Vegetationstypen; Erfolg nicht in allen Fällen prognostizierbar			
Caricion fuscae	Caricion lasiocarpae	(+)	evtl. durch vorsichtigen Einstau mit nährstoffarmem Wasser vorstellbar
Phragmition, mäßig naß	Caricion fuscae	(+)	bei schwacher Entwässerung [7]
Caricion elatae, Kleinseggen-Ausbildung	Caricion fuscae	(+)	spontan bei schwacher Entwässerung und Versauerung der oberen Bodenschicht
Calthion, typische Ausbildung	Calthion, Kleinseggen-Ausbildung	(+)	.....
Calthion, Artemisietea-Ausbildung; junge Brachen	Calthion, typische Ausbildung	(+)	mehrfache (?) Mahd ohne Beweidung [4]
Calthion	Caricion elatae	(+)	Aufstau, extensive

Agropyro-Rumicion	Phragmition, mäßig trocken; Caricion elatae	.....	Brache (nur auf nassen Ausgangsflächen)
Agropyro-Rumicion	Calthion	?	Mahd, Aufgabe der Beweidung oder sehr extensive Beweidung [4)6)]
Cynosurion, grundw.-nah	Caricion elatae	(+)	Aufstau, Aufgabe der Beweidung oder extensive Beweidung
Cynosurion, grundw.-nah	Calthion	(+)	Aufgabe der Beweidung oder sehr extensive Beweidung
Cynosurion, grundw.-fern	Arrhenatherion	.....	.....

c) nach derzeitigem Kenntnisstand keine Restitutionsaussichten

Caricion elatae	Caricion lasiocarpae	-	erforderlicher
Calthion	Caricion nigrae	-	Nährstoffaustrag
Calthion	Caricion davallianae	-	kaum
Calthion	Molinion	-	realisierbar [2)]

1) Beweidung wegen Trittbelastung und zusätzlicher Eutrophierung ungünstig
2) Ausgangsgesellschaften im allgemeinen schutzwürdiger als Folgegesellschaften
3) Sinn einer solchen Maßnahme nur nach sorgfältiger Inventarisierung der aktuellen Vegetation abschätzbar
4) nur bei nicht hypertrophierten Beständen zielführend
5) über Förderung von Phalaris arundinacea
6) Längerfristig ist eine Entwicklung zu produktionsschwächeren (etwa Anthoxanthum odoratum- und Holcus lanatus-reichen) kennartenlosen Molinietalia-Gesellschaften möglich.
Bei hohen Stickstoff- und Phosphatgehalten im Boden kann Kalium zum begrenzenden Faktor werden.
7) Diese fördert die Oxidation unter anaeroben Verhältnissen abgelagerter organischer Substanz und führt durch angesäuertes Infiltrationswasser zur Versauerung der oberen Bodenschicht.

nen oder Mulchen dürfte Phytophage, wenig expansionsfähige Arten und Blütenbesucher–Gilden stärker einschränken als Räuber und mobilere Arten, weil letztere vom sinkenden Raumwiderstand profitieren. Saprophage wie Diplopoden oder Asseln erfahren bei steigenden Streuvorräten wohl durchweg eine Förderung. Generell enthalten Brachen mit stehenden abgestorbenen Sprossen und Halmen und ihren erhöhten Streuvorräten Strukturelemente, die in stark ausgeräumten Kulturlandschaften fehlen, aber auch als Rückzugsraum für Larval– und Imaginalstadien bei Spinnentieren und Insekten besonders während des Winters essentiell sind. Andererseits wirken Streuakkumulation und Steigerung der Raumdichte besonders bei älteren Brachen dämpfend auf die Temperaturextreme in der bodennahen Luftschicht, was etwa mit einem Rückgang wärmebedürftiger Sippen verknüpft sein kann (vergl. u.a. HANDTKE & SCHREIBER 1985).

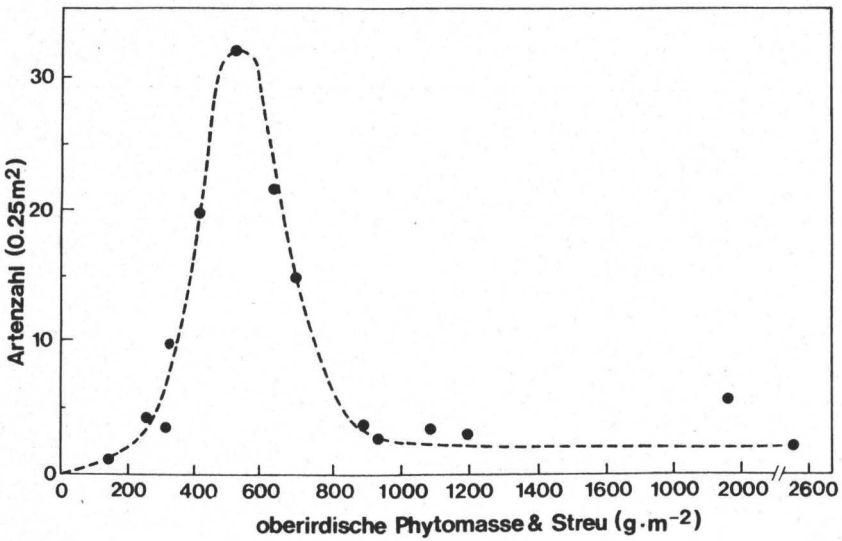

Abbildung 2: Abhängigkeit der Artenvielfalt von Phytomasse und Streuvorräten (nach AL–MUFTI & al. 1877). Weitere Erläuterung im Text.

Zusammenfassend erweisen sich Feuchtgrünland–Brachen aus vegetationskundlicher Sicht mittel– und längerfristig als ungünstig. Aus zoologischer Sicht bieten dagegen zumindest die jüngeren Brachen noch einer reichhaltigeren Entomofauna günstige Entwicklungsmöglichkeiten. Allgemein sind Mosaike abwechslungsreicher Vegetationskomplexe, die Wald–, Gebüsch– und Offenland–Arten gleichermaßen geeignete Strukturen bieten, günstiger als einheitlich über Mahd oder Mulchen gepflegte Flächen sowie dauerhaft brachliegende Bereiche. Folglich bietet sich eine sehr extensive Bewirtschaftung an, in der Mahd und/oder Mulchen mit kurzen Brachephasen alternieren.

Diese Form der Nutzung ist zwar planungsintensiver, aber nach bisherigem Kenntnisstand günstiger als eine Beweidung mit sehr geringen Besatzdichten (Hutung; 1/2 – 1 Großvieheinheit je ha und Jahr), weil letztere über das selektive Freß– und Aufenthaltsverhalten des Weideviehs eher eine dauerhafte Segregation zwischen intensiver beweideten und praktisch ungenutzten Flächen fördern dürfte. Wird eine solche Nutzung auf großen Flächen praktiziert, so kommt dies der früheren Allmendnutzung nahe und sollte als Alternative zur rotierenden Mahdbrache immer dann geprüft und erwogen werden, wenn nur geringe Mittel für die aufzuwendende Pflege zur Verfügung stehen.

5. Diskussion der Befunde und Konsequenzen für die Umsetzung

Die Mehrzahl der hier in grobem Raster erörterten Vegetationstypen ist durch die Tätigkeit des Menschen entstanden und erfährt eine Nutzung unterschiedlicher Intensität. Produktionssteigernde Eingriffe der landwirtschaftlichen Bodennutzung, verbunden mit Entwässerung und Nährstoffanreicherung, – allgemein Intensivierung der Bewirtschaftung – haben im Vergleich zur Situation vor zwei Dekaden durchweg zu naturferneren Ökosystemen geführt. Diese Entwicklung ist unter Berücksichtigung landschaftsökologischer Erwägungen insofern bedenklich, als von der aktuellen Intensität der Nutzung Beeinträchtigungen für Luft, Boden, Oberflächen– und Grundwasser sowie Vegetation und Tierwelt ausgehen.

Der Auftrag des geltenden Naturschutzrechtes, die Vielfalt von Arten und Lebensgemeinschaften in ihrem spezifischen landschaftlichen Umfeld zu erhalten und zu fördern, läßt sich bei anthropogenen Vegetationskomplexen ohne steuernde Eingriffe nicht erfüllen.

Sowohl eine weitere Intensivierung der Nutzung als auch eine Verbrachung führen im Feuchtgrünland zu Veränderungen der Lebensgemeinschaften, die im ersteren Fall nicht, im zweiten nicht durchweg mit den Naturschutzzielen konform laufen.

Im nächsten Jahrzehnt können bei der Erzeugung landwirtschaftlicher Güter Produktionssenkungen in der Größenordnung von 10 bis 20 % als realistisch erachtet werden (HAMPICKE 1989). Für die dadurch potentiell auch für Naturschutzprogramme freiwerdenden Flächen müssen Ziele und Entwicklungskonzepte erstellt werden.

Man muß sich dabei von der Illusion lösen, daß es auf einer Fläche ein allen Arten und Lebensgemeinschaften gleichermaßen gerecht werdendes Entwicklungs– und Pflegekonzept geben kann. Es gilt daher, auf der Basis sorgfältiger Inventarisierungen des aktuellen Artenbestandes und der herrschenden Standortsbedingungen Entwicklungsziele zu formulieren und ein systembiologisches Schutzkonzept zu entwerfen.

Dem Schutz der vorhandenen bedrohten Arten und ihrer Lebensgemeinschaften muß dabei Vorrang eingeräumt werden, weil regional ausgestorbene Sippen und ihre Gemeinschaften im allgemeinen mit vertretbarem ökonomischen Aufwand nicht mehr anzusiedeln, wiederherzustellen, bzw. nicht mehr zu restituieren sind.

Großräumig betrachtet bleibt der auf Arten– und Lebensgemeinschaftserhaltung zielende Schutz unter Einbeziehung einer sehr schwachen und schonenden Pflegenutzung freilich eher ein Sonderfall für naturnächste Lebensräume und deren Pufferzonen. Infolge der erforderlichen Pflege– und Beobachtungsaufgaben ist die zwingend gebotene Betreuung auf Dauer relativ kostenaufwendig.

Extensivierungen sollen den bewahrenden und pflegenden Schutz in Schutzgebieten ergänzen. Entwicklungsziel ist dabei eine möglichst weitreichende Restitution artenreicher Lebensgemeinschaften. Verschiedene Management–Varianten wurden in Abschnitt 4.2 erörtert.

Man macht dabei sicher keinen Fehler, wenn man die großflächige Wiederherstellung von Feuchtgrünland–Lebensgemeinschaften in der Artenzusammensetzung etwa der 50er Jahre als unrealistisch einschätzt.

Schwerpunkte für Extensivierungen bieten sich vornehmlich dort an, wo besonders schutzwürdige Flächen wie etwa Naturschutzgebiete oder "§ 11–Flächen" klein sind und Beeinträchtigungen aus der intensiv genutzten unmittelbaren Umgebung erfahren.

Für alle aus Gründen des Lebensgemeinschaftsschutzes von dem derzeitigen Extensivierungsprogramm berücksichtigten Flächen wie etwa Kleinseggenrieder ist zumindest mittelfristig ein Aufkaufen durch die

öffentliche Hand zu erwägen. Dabei ist zugleich die Kontinuität der erforderlichen Pflege sicherzustellen. Die Einrichtung eines Minimal–Beobachtungsprogrammes auf Dauerflächen ist für eine Erfolgskontrolle essentiell.

Prioritäten sollten dabei nicht wie bislang allein über die Entschädigungsbeträge verschiedener Vertragsvarianten gesetzt werden, sondern die öffentliche Hand muß künftig auch über eine Staffelung der Preise bei Kaufangeboten das Interesse an solchen Flächen signalisieren, denen aus landschaftsökologischer Sicht eine besonders hohe Bedeutung zukommt.

Bei der Förderung von Extensivierungsmaßnahmen mit öffentlichen Mitteln muß verstärkt der Aufwand für einen Nährstoffaustrag berücksichtigt werden, damit bei bestimmten Vegetationstypen langfristig ein Einstellen zumindest mesotropher Verhältnisse erfolgen kann. (Ein Richtwert für die angestrebte Ausmagerung könnte der Ertrag von < 1500 kStE/ha = Kilostärkeeinheit/ha als Nettoenergiemaß des Futterwertes sein – als Grenzwert für artenreiche Grünlandstandorte (HAMPICKE, a. a. O.)). Es sei betont, daß solche Werte unter den gegenwärtigen ökonomischen Verhältnissen keine betriebswirtschaftlich rentable Grünlandnutzung mehr zulassen – der hier sehr extensiv nutzende Landwirt erfüllt 'Landschaftspflegeaufgaben'.

Auswahl und Dringlichkeit der zu treffenden Maßnahmen entscheiden sich auf der Basis einer Abwägung von Erhaltungswürdigkeit und –fähigkeit.

Neben speziellen Maßnahmen, die auf bestimmte Habitatstrukturen und Standortsverhältnisse für ausgewählte Arten oder Lebensgemeinschaften zielen, kann unter dem Aspekt der Förderung vielgestaltiger Lebensräume auf Strukturvielfalt durch Nutzungsvielfalt abgehoben werden. Dabei sollten Modelle der Rotation zwischen jungen Brachen und sehr extensiv gemähten oder beweideten Flächen erprobt werden.

Bei Nutzungsaufgabe (Brache) ist auf entwässerten und eutrophen Standorten – und dies sind die meisten – mittel– und langfristig grundsätzlich von einem Schwund naturraumspezifischer Pflanzengesellschaften und einem Rückgang niedrigwüchsiger, konkurrenzschwacher und zugleich gefährdeter Arten auszugehen, verbunden mit einem z.T. drastischen Rückgang der Artenzahlen. Unter den Tieren werden tendenziell Gruppen mit engem Aktionsradius sowie euryöke Sippen gefördert, während die übrigen zurückgedrängt werden dürften.

Metastabile hochproduktive Staudenfluren, wie sie für ältere Brachen bezeichnend sind, bedürfen keines besonderen Schutzes, da sie weit verbreitet und aus konkurrenzkräftigen Arten aufgebaut sind und sich zudem weder durch Landschaftsspezifität, seltene Sippen noch besondere Artenvielfalt auszeichnen. Von ihnen geht eine geringere Belastung des Landschaftshaushaltes aus als von intensiv bewirtschafteten Flächen. Dazu kommt ihnen eine gewisse Bedeutung als Rückzugsraum für gefährdete Tiersippen zu. Ihre Eignung als 'Vernetzungsstruktur' sollte nicht überbewertet werden.

Dauerbrachen lassen sich mit letzter Konsequenz überall dort akzeptieren, wo andere Erhaltungs– bzw. Entwicklungsziele aufgrund kontinuierlich hoher Kosten sowie eines hohen personellen Aufwandes für Entwicklung und Pflege unrealistisch sind (siehe auch PFADENHAUER 1987).

Wird auf nährstoffreichen Standorten die Begründung von Wäldern mit natürlicher Bestockung angestrebt, so sind ergänzende Maßnahmen (Mahd, Setzen von Heistern) denkbar, um die Sukzession zur potentiellen natürlichen Schlußgesellschaft zu beschleunigen beziehungsweise erst zu ermöglichen.

Intention der bisherigen Nutzungsintensivierung im Feuchtgrünland war eine Steigerung der Produktion nutzbarer Phytomasse ungeachtet der Artenzusammensetzung. Dies wurde letztlich durch eine intensive pflanzenbauliche und bodenkundliche Forschung ermöglicht.

Das Ziel, reich strukturierte und landschaftsspezifische Ökosystemkomplexe zu erhalten oder gar wiederherzustellen, ist nicht lediglich die Umkehrung der vollzogenen Intensivierung, und zwar insofern nicht, als eine Reduktion der Produktivität und Nutzungsintensität zwar durchweg ein notwendiges, indessen keineswegs ein hinreichendes Teilziel des Naturschutzes ist. Die erwünschte Erhöhung der Artenvielfalt setzt eine Senkung der pflanzlichen Produktion voraus. Diese erfolgt durchweg erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung.

Im Zusammenhang mit Extensivierungs– und Pflegekonzepten existiert ein erheblicher Forschungsbedarf. Zahlreiche Fragen der Stoffflüsse zwischen Ökosystemkomplexen und ihren Teilen sowie deren Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung, die Populationsökologie einzelner Arten sowie die Syndynamik der Systeme und Untersysteme sowie letztlich einer Optimierung und Operationalisierung der Pflegeeingriffe sind derzeit ungelöst, aber für eine nachhaltige Umsetzung von Naturschutzzielen Voraussetzung. Pflege– und Extensivierungsmaßnahmen sowie das Akzeptieren einer ungelenkten Sukzession sollte für jeden Lebensraumkomplex wissenschaftlich begleitet und der Erfolg kontrolliert werden, da nur so die Effektivität der getroffenen Maßnahmen beurteilt werden kann.

Dem Anspruch des Naturschutzes, prinzipiell auf der Gesamtfläche einer Region wirksam werden zu wollen und, um erfolgreich zu sein, auch zu müssen, versuchen neben Überlegungen zur Verringerung des Nutzungsdruckes auf Teilflächen (Extensivierung) auch solche zur allgemeinen Rücknahme des Nährstoffeinsatzes (z.B. über Stickstoff–Besteuerung) Rechnung zu tragen. Beide Lösungsansätze dürfen nicht als alternative Wege diskutiert werden, sondern müssen parallel weiterverfolgt werden. Extensivierungsmaßnahmen auf Teilflächen eines landwirtschaftlichen Betriebes sind aus landschaftsökologischer Sicht nicht vertretbar, solange Betriebsdünger (Gülle) innerhalb des Betriebes nur umverteilt wird und Ertragseinbußen durch den Zukauf eiweißreicher Futtermittel kompensiert werden. In solchen Fällen gilt es, die Extensivierungsförderung etwa an eine Reduktion der Rinderzahl zu koppeln, um die Nährstoffausträge über Grund– und Oberflächenwasser sowie über die Luft aus dem Betrieb insgesamt zu reduzieren.

Alle Schutz– und Pflegemaßnahmen laufen mittel– und langfristig £fehl, wenn es nicht gelingt, die flächendeckend wirksamen Nährstoffeinträge aus Industrie und intensiver Landwirtschaft zu mindern.

Das Beharren auf einer Weiterentwicklung von Pflegekonzepten für die Erhaltung eines naturraumspezifischen und vielfältigen Feuchtrünlandes ist angesichts knapper Finanzmittel für Pflegemaßnahmen im Naturschutz und kurzfristig zu erwartender Vollzugsrestriktionen (fast) illusorisch. Es darf indessen nicht die Haltung der WissenschaftlerInnen sein, Entwicklungsziele für die Erhaltung landschaftsprägender Strukturen und für den Naturschutz aus heutiger Sicht optimale Entwicklungskonzepte nur deswegen nicht zu formulieren, weil ihre politische und administrative Umsetzung (noch) auf Schwierigkeiten stößt.

Anmerkungen zu den Tabellen

A) Bei der synsystematischen Fassung des Caricion elatae (Magnocaricion) in der 'Roten Liste' (1988) sind Seggen–dominierte Molinietalia–Bestände eingeschlossen (Tabelle 9b, Spalten 3, 4, 6, 7, 9, 12, 13), die auch beweidet werden. "Beweidung" als Rückgangsursache bezieht sich nur auf solche Bestände des Caricion elatae, die Phragmitetea–Kennarten aufweisen.

B) Die Sukzession vom Caricion elatae zum Agropyro–Rumicion (Tabelle 5) bezieht sich ausschließlich auf Seggen–dominierte Molinietalia–Bestände. Die Phragmitetea–Arten enthaltenden Bestände werden aufgrund des hohen Wasserstandes nicht beweidet.

C) Hier sind die Gesellschaften des Filipendulion der 'Roten Liste' (1988) eingeschlossen.

D) Unter Agropyro–Rumicion sind in dieser Arbeit nur die Spalten 1 und 2 der Tabelle 16b der 'Roten Liste' zu verstehen.

6. Literatur

AL–MUFTI, M.M., C.L. SYDES, S.B. FURNESS, J.P. GRIME & S.R. BAND – 1977 – A quantitative analysis of shoot phenoloty and dominance in herbaceous vegtetation.– J. Ecol. 65, 759 – 791.

ARKENAU, T. & G. WUCHERPFENNIG – 1986 – Grünlandgesellschaften als Indikator der Nutzungsintensität.– Polykopie GSH Kassel, 108 pp., Kassel.

BACH, M. – 1987 – Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland.– Gött. Bodenkdl. Ber. 93, 186 pp., Göttingen.

BAKKER, J.P. & Y. de VRIES – 1985 – Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden.– Nat.Landsch. 60, 292–296, Stuttgart.

BAKKER, J.P. – 1987a – Restoration of species–rich grassland after a period of fertilizer application.– In: ANDEL et al. (eds.): Disturbance in Grasslands.– 185–200, Dordrecht.

BAKKER, J.P. – 1987b – Grazing as a management tool in the restoration of species–rich grasslands.– Proc. koning. Niederl. Akad. Wetensch. C. 90, (4), 403–429.

BAKKER, J.P. – 1989 – Nature management by grazing and cutting.– Geobot. 14, 400 pp., Dordrecht.

BARTELS, R. & E.A. WATERMANN – 1981 – Einfluß der N–Düngung auf die Trittfestigkeit von Hochmoor–Grünland.– Z. Kulturtechn. Flurber. 22 365–370, Berlin.

BERNING, A., V. STELZIG & A. VOGEL – 1987 – Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems.– In: SCHUBERT, R. & W. HILBIG (eds.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen 2, 98–109, Halle.

BLAB, J. – 1986 – Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.– SchrR. LandschPfl. NatSchutz 24, 257 S., Bonn.

BLAB, J. et al. – 1987 – Aktion Schmetterling.– So können wir sie retten.– 191 S., Ravensberg.

BOSSHARD, A., F. ANDRES, S. STROMEYER & T. WOHLGEMUTH – 1988 – Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes.– Folgerungen für den Naturschutz.– Ber. Geobot. Inst. ETH, Stftg. Rübel, 54, 181–220, Zürich.

BRIEMLE, G., H.–G. KUNZ & A. MÜLLER – 1987.– Zur Mindestpflege der Kulturlandschaft, insbesondere von Brachflächen aus ökologischer und ökonomischer Sicht.– Veröff. NatSchutz Landschpflge. Bad.–Württ. 62, 141–160, Karlsruhe.

DETZEL, P. – 1984 – Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen.– Veröff. NatSchutz LandschPfge. Bad.–Württ. 59/60, 354–360, Karlsruhe.

DIERSSEN, K. – 1987 – Hemerobiestufen des Feuchtgrünlandes in Schleswig–Holstein.– In: SCHUBERT, R. & W. HILBIG; (eds.): Erfassung und Berwertung anthropogener Vegetationsveränderungen 2,.4–25, Halle.

DIERSSEN, K. et al. – 1988 – Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig–Holsteins.– SchrR. Landesamt f. NatSchutz 6, 2. Auflage, 157 S., Kiel.

DIERSSEN, K., U. MIERWALD & J. SCHRAUTZER – 1985 – Hemerobiestufen bei Niedermoorgesellschaften.– Tuexenia N.S. 5, 317–329, Göttingen.

ERHARD, A. – 1983 – Der Einfluß der Intensivdüngung auf der Verbrachung von Magerwiesen und Extensivweiden auf die tagaktiven Großschmetterlinge im Tavetsch (GR).– Diss. Univ. Basel.

ERNSTING, W. – 1965 – Grünlandgesellschaften als Brutbiotop einiger Limicolen.– In: TÜXEN, R. (eds.) Biosoziologie, 258–262, Den Haag.

GRIME, J.P. – 1979 – Plant strategies and vegetation processes.– Chichester.

GROOTJANS, A.P. & P.C. SCHIPPER – 1987 – Effects of Drainage in Calthion palustris Meadows.– In: SCHUBERT, R. & W. HILBIG (eds.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen 2, 26–43, Halle.

GULSKI, M. – 1985 – Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Krs. Hzgt. Lauenburg).– Mitt. AG Geobot. Schlesw.–Holst. Hamb. 35, 109 S., Kiel.

HAMPICKE, U. – 1989 – Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz – Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen.– SchrR. Bayer. Landesamt Umweltsch. 84, 9–35, München.

HANDKE, K. & F.K. SCHREIBER – 1985 – Faunistisch–ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet.– In: SCHREIBER, F.K. (ed.) Sukzession auf Grünlandbrachen.– Münstersche Geogr. Arb. 20, 155–186.

KRATOCHWIL, A. – 1989 – Biozönotische Umschichtungen im Grünland durch Düngung.– NNA–Berichte 2/1, 46–57, Schneverdingen.

MEISEL, K. – 1983 – Zum Nachweis von Grünlandveränderungen durch Vegetationserhebungen.– Tuexenia N.S. 3, 407–415, Göttingen.

MIERWALD, U. – 1988 – Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig–Holstein.– Mitt. AG Geobot. Schlesw.–Holst. Hamb. 39, 286 S., Kiel.

OOMES, M.J. & H. MOOI – 1981 – The effect of cutting and fertilising on the botanical composition and production of an Arrhenatherion elatioris community.– Vegetatio 47, 233–239.

OOMES, M.J. & H. MOOI – 1985 – The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilisation.– In: SCHREIBER, K.F. (eds.) Sukzession auf Grünlandbrachen.– Münstersche Geogr. Arb. 20, 59–67, Paderborn.

OPPERMANN, R., J. REICHHOLF & J. PFADENHAUER – 1987 – Beziehungen zwischen Vegetation und Fauna in Feuchtwiesen – untersucht am Beispiel von Schmetterlingen und Heuschrecken in zwei Feuchtgebieten Oberschwabens.– Veröff. Natschutz LandschPfl. Bad.–Württ. 62, 347–379, Karlsruhe.

OSCHMANN, M. – 1973 – Untersuchungen zur Biotopbindung von Orthopteren.– Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden 4 (21), 177–206.

PFADENHAUER, J. – 1987 – Gedanken zu Flächenstillegungs– und Extensivierungsprogrammen aus ökologischer Sicht.– Z. Kulturtechn. Flurber. 29, 165–175, Berlin.

PFADENHAUER, J., A. KAFFER & D. MAAS – 1987– Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoortorf durch Ausmagerung.– Nat. Landsch. 62 (10), 430–434, Stuttgart.

ROSENTHAL, G.– & J. MÜLLER – 1988 – Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – Ein Vergleich 1952–1987.– Tuexenia 8, 79–99, Göttingen.

SCHIEFER, J. – 1982 – Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften.– Tuexenia N.S. 2,209–218, Göttingen.

SCHRAUTZER, J. – 1988 – Pflanzensoziologische und synökologische Charakteristik von Großseggenwiesen und Feuchtwiesen in Schleswig–Holstein.– Mitt. AG Geobot. Schlesw.–Holst. Hamb. 38, Kiel.

SCHREIBER, F.K. – 1987 – Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege.– In: SCHUBERT, R. & W. HILBIG (eds.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen 2, Wiss. Beitr. Martin–Luther–Univ. 1987/25, 275–284, Halle.

SUCCOW, M. – 1988 – Landschaftsökologische Moorkunde.– 340 S., Jena.

VAN DUUREN, L., J.P. BAKKER & L.F.M. FRESCO – 1981 – From intensively agricultural practices to hay–making without fertilisation.– Vegetatio 47, 241–258.

WEGENER, U. – 1986 – Ökologische Auswirkungen der Beweidung von Feuchtgrünland im Gebirge.– Arch. Naturschutz Landschfo. 26, 193–207, Berlin.

WITT, H. (1988): Auswirkung der Extensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Wiesenvögeln.–Staatl. Vogelwarte Inst. f. Haustierkde Univ. Kiel, unveröff. Polykopie, 44 S.

WOLF, G. – 1984 – Vegetationsentwicklung in aufgebebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden.– Natur und Landschaft, 59.Jg., Heft 7/8, Bonn.

HÜBSCHMANN, A. v.: Prodromus der Moosgesellschaften Zentraleuropas.- Bryophytorum Bibliotheca 32, Verlag J. Cramer, Berlin, 1986, 413 S., ISBN 3-443-62004-3.

Die Praxis lehrt, daß ein pflanzensoziologischer Prodromus trotz des vermeintlich bescheidenen Titels für lange Zeit keine Neufassung oder Ergänzung findet. Somit setzt sich ein Verfasser hohen Ansprüchen und kritischen Vergleichen aus.
A. v. Hübschmann hat in zahlreichen Arbeiten die Synsystematik der Moosgesellschaften Europas entscheidend mitgestaltet. Der vorgelegte Prodromus legt von der geleisteten Arbeit umfassend Zeugnis ab. Dargestellt werden Wasser-, Erd-, Fels- und Rinden-bewohnende Moosvereine (10 Klassen, 17 Ordnungen, 40 Verbände, 188 Asssoziationen), durch Tabellen mit Aufnahmen vornehmlich des Verfassers belegt und um Spalten mit Stetigkeitsangaben verschiedener Autoren ergänzt. Der Text enthält Angaben zur pflanzensoziologischen Gliederung sowie in sehr knapper, mitunter simpler Form zu Verbreitung und Ökologie der unterschiedenen Gesellschaften.

Über synsystematische Gliederungskonzepte läßt sich trefflich streiten: die rigide Unterscheidung auf Klassenniveeau etwa zwischen Erdmoos-Gesellschaften saurer Standorte (Pogonato-Dicranelletea), Silikat-Felsmoos-Gesellschaften saurer Humusdecken (unter Grimmietalia hartmanii) und Epiphyten-Gemeinschaften auf Faulholz-Abbaustadien (Lepidozio-Lophocoleetea) ist nach floristischen Kriterien wenig überzeugend. Eine Erörterung unterschiedlicher Gliederungsmöglichkeiten zur Untermauerung des vom Verfasser bevorzugten Konzeptes wird dem Leser leider vorenthalten.
Nomenklatorische Fragen werden recht eigenwillig gelöst, etwa wenn es gilt, Erstautoren für Syntaxa ausfindig zu machen. Mitunter ist sich der Bearbeiter selbst uneins: auf den gegenüberliegenden Seiten 80/81 kann sich der geneigte Leser selbst entscheiden, ob er für die Erstbeschreibung der Klasse Pogonato-Dicranelletea Hübschmann 1967 oder 1975 einsetzen soll. Dies ist freilich insofern unerheblich, als beide Zitate lediglich die Synonymie bereichern dürften.
Die Tabellen hätten durchweg umfassender sein müssen, um den aktuellen Kenntnisstand adäquat zu belegen. Vielfach läßt der Verfasser offen, warum er bei der Berücksichtigung der Daten anderer Autoren einige Aufnahmen übernimmt und andere verwirft. Die Tabellenredation selbst ist unzuverlässig. Beim Racomitrio-Andreaetum sudeticae etwa sind Übereinstimmungen zwischen der wiedergegebenen Stetigkeitsspalte (Tab. 108 Spalte 9) und den in der Originalpublikation vorliegenden Aufnahmen eher zufällig; - leider kein Einzelfall!
Nurmehr ärgerlich sind schließlich die obsoleten Auslassungen über Moos-Synusien im Gegensatz zu Assoziationen (S. 384), welche die klaren Erörterung dieses sicher nicht einfachen Problemfeldes durch DU RIETZ, BARKMAN oder WILMANNS schlicht ignorieren.

Fazit: Zwar dürfte die Arbeit künftig ob der verarbeiteten Datenfülle einer ersten Orientierung dienen, viel zitiert und auch erörtert werden. Aufgrund der hier nur angerissenen Mängel und insbesondere der geringen Verläßlichkeit der aufbereiteten Angaben bleibt dem im doppeldeutigen Wortsinn betroffenen Nutzer indessen der aufwendigere Rückgriff auf die Originalliteratur durchweg nicht erspart.- Scripta manent - das Geschriebene bleibt! - Im vorliegenden Fall ist Bedauern angezeigt.

K.Di.

Dierssen, K.
Grell, H.
Kölbel, A.
Voß, K.

Botanisches Institut der Universität Kiel, Olshausenstraße 40
- Biologiezentrum -, 2300 Kiel

Herausgeber: Arbeitsgemeinschaft Geobotanik (AG Floristik... von 1922) in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
Neue Universität, Biologiezentrum N 4la, D-2300 Kiel 1

(gedruckt mit einem Zuschuß des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein)