Zeitschrift: Berichte der St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft
Herausgeber: St. Gallische Naturwissenschaftliche Gesellschaft
Band: 91 (2008)

Artikel: Zehn Jahr Mähversuche gegen die Verschilfung
Autor: Weber, Urs
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-832608

Nutzungsbedingungen
Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Siehe Rechtliche Hinweise.

Conditions d'utilisation
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. Voir Informations légales.

Terms of use
The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. See Legal notice.

Download PDF: 20.05.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

91. Band | Seiten 213–228 | 12 Abbildungen | 3 Tabellen | St.Gallen 2008

Zehn Jahre Mähversuche gegen die Verschilfung

Urs Weber

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung 213
1. Einleitung 214
2. Methoden 215
2.1 Ort, Mähversuche, Feldmethoden 215
2.2 Datenanalyse 216
3. Ergebnisse 217
3.1 Artenvielfalt der Vegetation 217
3.2 Gesamtvegetation 218
3.3 Ausgewählte Artengruppen 219
3.4 Verschilfung 222
4. Diskussion 223
4.1 Vegetationsaufnahmen 223
4.2 Verschilfung 224
5. Schlussfolgerungen und Ausblick 225
Dank 227
Literaturverzeichnis 227

Zusammenfassung

1997 wurden im Flachmoor Spitzmäder, einem ehemaligen Torfstichgebiet in der Gemeinde Oberriet SG, Mähversuche zur Eindämmung der Verschilfung gestartet. Der bisherige Septemberschnitt (Kontrolle) wurde mit zwei Frühschnitttypen verglichen (jährliche Zusatzmahd im Juli sowie Zusatzmahd nur jedes zweite Jahr). In den Jahren 1997 bis 2001 sowie 2006 erfolgten Vegetationsaufnahmen und Verschilfungsmessungen.

Die beiden Frühschnitttypen führten im zehnten Versuchsjahr zu einer höheren Pflanzenartenzahl. Unter Einbezug der Deckungswerte wurden Arten von mageren Standorten gefördert, Nährstoffzeiger geschwächt, Rote-Listen-Arten tendenziell leicht gefördert und die Hechtblaue Brombeere geschwächt. Die Verschilfung reagierte bereits ab dem zweiten Versuchsjahr auf die Frühschnitte und verringerte sich bis ins zehnte Versuchsjahr um rund 60% (jährlicher Julischnitt) beziehungsweise 40% (Julischnitt alle zwei Jahre). Auf den Kontrollflächen nahm die Verschilfung im selben Zeitraum um rund 50% zu. Die Ergebnisse werden mit anderen Untersuchungen und im Hinblick auf die künftige Bewirtschaftung im Spitzmäder diskutiert.

Urs Weber, dipl. Natw. ETH, Ökobüro Hugentobler AG (www.bhu.ch), Schwalbenweg 16, CH-9450 Altstätten

1. Einleitung

In zahlreichen schutzwürdigen Streuwiesen des Schweizer Mittellandes ist in den letzten vier Jahrzehnten eine starke Ausbreitung des Schilfs (*Phragmites australis*) festzustellen (z.B. KLÖTZLI 1986). Diese als Verschilfung bezeichnete Entwicklung ist unerwünscht, da sie mit einem Rückgang der Artenvielfalt und dem Verschwinden von seltenen Moorarten verbunden ist (GÜSEWELL & KLÖTZLI 1998). Vermutete Ursachen sind ein gesenkter Grundwasserspiegel, die Eutrophierung (z.B. BRÜLISAUER 1996) und eine mangelnde Bewirtschaftung.

Eine zunehmende Verschilfung war seit Mitte der 1980er-Jahre auch in verschiedenen Streueparzellen im Naturschutzgebiet Spitzmäder (Gemeinde Oberriet SG) festzustellen und wurde bald als Gefährdung eingestuft (HÄFELFINGER 1989). Im ehemaligen Torfstichgebiet zeigten sich zudem Eutrophierungserscheinungen, und die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) führte mancherorts mit hoher Deckung zu einem dichten Filz, was die herbstliche Mahd behinderte und die Verwertung als Einstreu erschwerte.

Um die unerwünschte Verschilfung, aber auch die übrige Vegetationsverarmung zu bremsen und rückgängig zu machen, wurden 1997 Versuche mit zusätzlichen Julischnitten in jedem, beziehungsweise jedem zweiten Jahr, sowie mit einer parzellenweisen Erhöhung des Grundwassers gestartet. Zur Überprüfung der Auswirkungen wurden in den Jahren 1997 bis 2001 jährliche Erhebungen der Vegetation und der Verschilfung gemacht und ausgewertet (WEBER 2004). Die Erhöhung des Grundwassers zeigte nicht die gewünschte Wirkung und wurde ab 2002 nicht weiter verfolgt. Die zusätzlichen Frühschnitte reduzierten im Vergleich zum Septemberschnitt die Verschilfung und erhöhten ten-

Abbildung 1:
Blick im Juni über das ehemalige Torfstichgebiet Spitzmäder in die St.Galler Rheinebene. An den ungemähten Streifen mit Schilf und anderer Vegetation erkennt man die Torfstichgräben.

denziell die Artenzahl. Um die Ergebnisse aus lediglich fünf Versuchsjahren für eine längere Zeitspanne zu überprüfen, wurden die Feldaufnahmen 2006 wiederholt. Im vorliegenden Bericht werden die Daten der Jahre 1997–2001 und 2006 analysiert und anhand von Angaben aus der Literatur diskutiert.

2. Methoden

2.1 Ort, Mähversuche, Feldmethoden

Die Untersuchung fand im Naturschutzgebiet Spitzmäder (Oberriet SG) im St.Galler Rheintal auf rund 420 m ü.M. statt (Abbildung 1). Bei diesem Flachmoor von nationaler Bedeutung (FM 1938) mit seiner Grösse von 7 ha handelt es sich um ein ehemaliges Torfstichgebiet, welches von einem Netz von wasserführenden Torfstichgräben durchzogen ist (SCHLEGEL et al. 1997). Die Vegetation ist durch die Einflüsse des Torfabbaus (vor allem um 1980) beeinflusst. Bis Ende der 1980er Jahre wurden die Streuwiesen jeweils im Juli oder August gemäht und als Rossheu oder Streue genutzt. Eine ausführlichere Darstellung des Gebietes und seiner Nutzungsgeschichte findet sich in WEBER (2004).

Verteilt über den Spitzmäder wurden für den Versuch fünf unterschiedliche, in sich möglichst homogene Streueparzellen so ausgewählt, dass sie die räumliche Heterogenität des Gebietes hinsichtlich Vegetationstyp, Verschilfung und Brombeerenanteil abdeckten (Tabelle 1). Vor Frühlingsbeginn 1997 wurden sieben Flächensets mit je drei Versuchsflächen von 8–15 m Seitenlänge eingerichtet. In jedem Flächenset wurden drei Mähtypen unregelmässig den Versuchsflächen zugeordnet und von 1997 bis 2006 angewandt:

- S=Septemberschnitt: jährlicher Schnitt ab 15. September (Kontrollflächen). Dieses Schnittregime entspricht der kantonalen Praxis für Streuwiesen mit Spätblühern und wurde im Spitzmäder von 1989–1996 praktiziert.
- J=Julischnitt: wie S, aber mit einem jährlichen Zusatzschnitt ab 1. Juli.
- A=Alternierend: jährlicher Wechsel zwischen J und S. Jährlich erfolgte also der normale Septemberschnitt, in ungeraden Jahren (1997, 1999, ...) wurde ein zusätzlicher Julischnitt durchgeführt.

Da es sich bei den Mähtypen J und A um Varianten eines zusätzlichen, vorverlegten Schnittes handelte, wurden sie im Text auch als Frühschnitt bezeichnet.

In allen 21 Versuchsflächen wurde je eine Dauerfläche von 2 x 3 m² eingemessen, bodeneben verpflockt und von 1997 bis 2001 jährlich sowie erneut 2006 untersucht. Im Jahre 2001 entfielen die Aufnahmen auf je einer alternierenden und einer Julischnitt-Fläche, da diese durch einen Irrtum des Bewirtschafters einige Tage zu früh gemäht wurden. Jeweils

Set Nr.	Vegetation 1989	Wasserstand	Bemerkungen
1, 2	trockene Pfeifengraswiese (artenarm)	–35 cm	Wasserstand 1997–2001 um 20 cm tiefer, vor 1997 70 cm tiefer
3	trockene Pfeifengraswiese (artenreich)	–30 cm	
4	magere Heuwiese/ Waldsimsenflur/ Ruderalflora	–30 cm	
5	trockene Pfeifengraswiese/ Hochstaudenflur	–110 cm	Lage auf selber Parzelle wie Set Nr. 6
6	trockene Pfeifengraswiese/ Hochstaudenflur	–50 cm	Lage auf selber Parzelle wie Set Nr. 5
7	magere Heuwiese	–50 cm	fast schilffrei, aber stark mit Brombeere verfilzt

Tabelle 1:
Kenndaten der untersuchten Streuwiesen.
Ein Flächenset bestand aus drei Versuchsflächen, auf denen je einer von drei Mähtypen praktiziert wurde. Die Beurteilung der Vegetation von 1989 entstammt GÜTTINGER et al. (1994).
Der Wasserstand bezieht sich auf die mittlere Höhe des Wasserspiegels im benachbarten Torfstichgraben.

Ende Juni wurden in den Dauerflächen Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt, wobei die Deckungsklassen 1 und 2 weiter differenziert und in je zwei Unterklassen aufgeteilt wurden. Jeweils im April und August wurden die Vegetationsaufnahmen ergänzt. Die Nomenklatur der Arten erfolgte nach AESCHIMANN & HEITZ (1996). Zur Messung der Verschilfung wurden die Dauerflächen weiter unterteilt in sechs Plots à 1 m^2. In den Plots wurden Ende Juni die Halmdichte und die mittlere Halmlänge des Schilfs bestimmt. Als Halmlänge galt die Entfernung von der Bodenoberfläche bis zur Basis des obersten Blattes.

2.2 Datenanalyse

Relevante Unterschiede a) zwischen Jahren und b) zwischen Mähtypen wurden mit der Software WinStat® für Microsoft® Excel auf ihre statistische Signifikanz untersucht. Da die zu testenden Werte oft nicht normal verteilt waren und deshalb eine univariate ANOVA (Varianzanalyse) nicht zulässig war, erfolgten nonparametrische Tests:

a) Die Entwicklung über die Jahre wurde separat für jeden Mähtyp überprüft. Dazu wurden die einzelnen Jahreswerte mit dem Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben auf ihre Veränderung gegenüber dem Ausgangswert 1997 getestet.
b) Der Vergleich von Mähtypen erfolgte anhand der Differenzen der Jahreswerte zum Ausgangswert 1997. Für jedes Jahr erfolgten paarweise Vergleiche zweier Mähtypen mit dem U-Test für unabhängige Stichproben.

Die Veränderung der Gesamtvegetation wurde mit der Ähnlichkeit von zeitlich verschobenen Vegetationsaufnahmen erfasst. Als Ähnlichkeitsmass kam der van der Maarel-Koeffizient zum Einsatz, nachdem die Deckungsklassen einer Wurzeltransformation unterzogen worden waren. Auf die in WEBER (2004) verwendete Normalisierung der Artvektoren wurde verzichtet, um eine Übergewichtung von wenig steten oder wenig mächtigen Arten zu vermeiden. Die Berechnung erfolgte mit dem Programmpaket Mulva-5. Zur Darstellung der Ähnlichkeitsstruktur mehrerer Vegetationsaufnahmen wurden Ordinationen hergestellt. Die Komponentenanalyse wurde nach dem Verfahren der Hauptachsenanalyse (PCOA) durchgeführt.

Als Mass für das Vorkommen seltener Arten wurde der Rote-Listen-Index berechnet: Die Gefährdungsgrade nach MOSER et al. (2002) wurden in Zahlen umgewandelt (verletzlich 2, potenziell gefährdet 1), mit der Deckungsklasse der Arten multipliziert und schliesslich zum Rote-Listen-Index addiert. Der Index-Name ist nicht ganz korrekt, da die potenziell gefährdeten Arten noch nicht als Rote-Liste-Arten im strengen Sinne gelten, sondern mehr den Stellenwert einer Vorwarnliste haben.

Der so genannte Magerarten-Index wurde berechnet, indem die Deckungsklassen der magerkeitszeigenden Arten summiert wurden. Als solche galten – unter Anwendung der Zeigerwerte von LANDOLT (1977) – alle Arten mit Nährstoffzahlen von 1 oder 2. Mit analogem Vorgehen wurde der Nährstoffzeiger-Index anhand der Arten mit Nährstoffzahlen von 4 oder 5 berechnet. Die Entwicklung der Hechtblauen Brombeere wurden wegen des Stellenwerts als überhandnehmende Art ebenfalls ausgewertet.

Die Verschilfung wird am treffendsten als oberirdische Biomasse des Schilfs quantitativ erfasst. Nach GÜSEWELL & KLÖTZLI (1997) lässt sie sich aus Messwerten von Halmdichte und mittlerer Halmlänge mit folgendem Modell näherungsweise ermitteln: Trockenmasse TM eines Halmes: $\log(TM) = -2{,}9 + 1{,}8 \times \log(\text{Länge})$; sodann oberirdische Biomasse OBS = Dichte x TM. Mangels gebietsspezifischer, jährlicher Kalibrierung der Modellparameter ergaben die berechneten Werte keine absolute Biomasse. Sie reichten aber aus, um Unterschiede zwischen verschiedenen Mähtypen und Jahren zu analysieren.

3. Ergebnisse

3.1 Artenvielfalt der Vegetation

In den sechs Erhebungsjahren wurden insgesamt 104 Pflanzenarten nachgewiesen. Bei Versuchsbeginn im Jahre 1997 wuchsen pro Dauerfläche 18–36 Arten, was die unterschiedliche Vegetation innerhalb des Spitzmäders illustriert. Innerhalb eines Flächensets jedoch war die Artenvielfalt vergleichbar (Tabelle 2), und die Standardabweichung betrug im Durchschnitt der sieben Flächensets nur 7 % der mittleren Artenzahl. Damit bestanden ausreichend homogene Startbedingungen, um den Einfluss der Mähversuche auf die Artenvielfalt zu untersuchen. Im zehnten Versuchsjahr war die Standardabweichung pro Flächenset deutlich gestiegen (Tabelle 2) und betrug im Durchschnitt 15 % der mittleren Artenzahl. In den meisten Sets war die Artenzahl der Dauerflächen als Folge der Mähversuche also inhomogener geworden, gleichzeitig hatte die mittlere Artenzahl in allen Sets zugenommen.

Je nach Mähtyp entwickelte sich die Artenzahl unterschiedlich (Abbildung 2). Bei jährlichem Julischnitt nahm die Artenzahl im Verlaufe des Versuchs zu, doch erst im zehnten Versuchsjahr war die Zunahme signifikant (Abbildung 2). Ein ähnliches Bild zeigte sich beim alternierenden Schnitt, wobei hier die Zunahme vorübergehend auch 1998 signifikant ausfiel. Auf den Kontrollflächen war keine zeitliche Entwicklung festzustellen.

Der direkte Vergleich zwischen den Mähtypen wurde anhand der Differenz der Artenzahl zum Startjahr 1997 gezogen. Die in Abbildung 2 augenscheinliche Artenzunahme des Julischnitts gegenüber dem Septemberschnitt erwies sich fast in allen Jahren als signifikant (Tabelle 3). Der alternierende Schnitt erreichte erst im zehnten Versuchsjahr eine signifikante Artenzunahme im Vergleich mit dem Septemberschnitt. Im direkten Vergleich liessen sich dagegen die Entwicklungen von Julischnitt und alternierendem Schnitt nicht unterscheiden.

Set Nr.	Artenzahl 1997	Artenzahl 2006
1	29,7 ± 1,5	34,7 ± 4,2
2	31,0 ± 3,5	34,7 ± 0,6
3	34,3 ± 1,5	34,7 ± 6,5
4	33,7 ± 1,2	42,7 ± 3,2
5	21,3 ± 0,6	29,3 ± 7,5
6	21,0 ± 3,6	27,7 ± 5,9
7	27,0 ± 2,0	28,7 ± 7,0

Tabelle 2:
Artenvielfalt der Dauerflächen (6 m²), gruppiert nach Flächensets. Jedes Set besteht aus drei Dauerflächen mit unterschiedlichem Mähtyp. Tabelliert sind Mittelwert und Standardabweichung vor Versuchsbeginn und im zehnten Versuchsjahr.

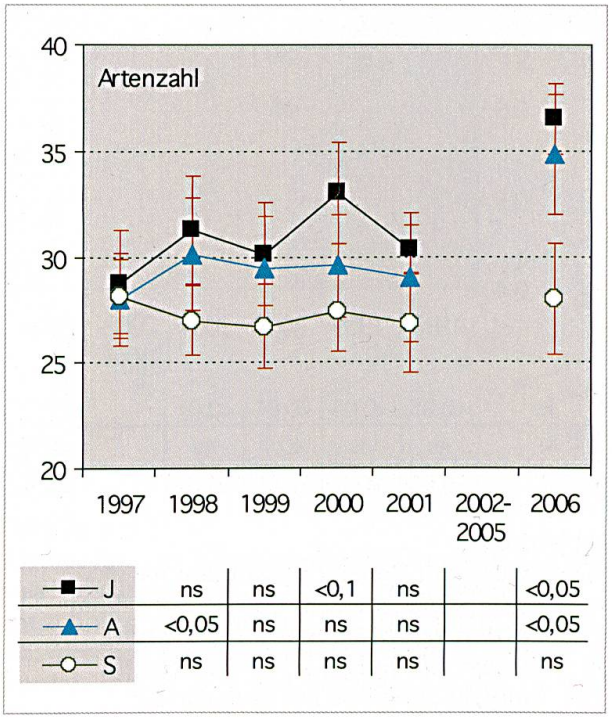
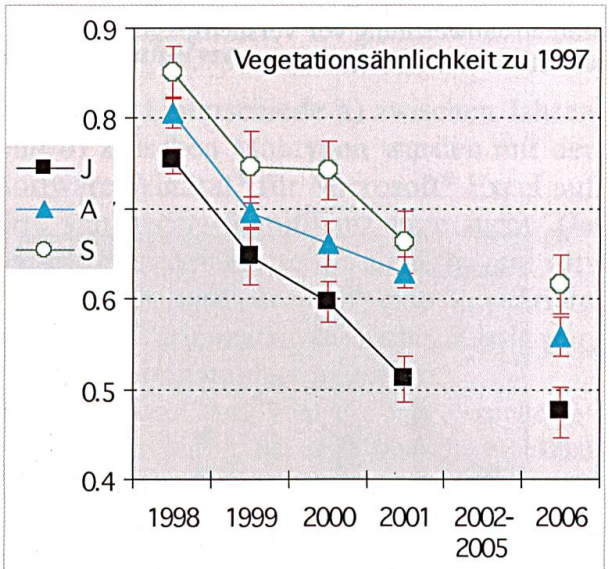


Abbildung 2:
Entwicklung der mittleren Artenzahl bei den drei Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*. Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen, n = 6–7 pro Mähtyp und Jahr. Die tabellierten Werte zeigen die Signifikanz der Veränderung gegenüber dem Startjahr 1997 (Wilcoxon, ns = nicht signifikant).

	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006
S – J	<0,05	<0,05	<0,05	ns	<0,05
S – A	<0,1	<0,1	ns	ns	<0,01
A – J	ns	ns	ns	ns	ns

Tabelle 3:
Paarweiser Vergleich der Mähtypen J (*Julischnitt*), A (*alternierend*) und S (*Septemberschnitt*) anhand der Differenz ihrer Artenzahl zum Startjahr 1997. Signifikanz der Paarvergleiche gemäss U-Test, ns = nicht signifikant.



S – J	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01		<0,01
S – A	ns	ns	<0,1	ns		<0,05
A – J	<0,05	<0,1	<0,05	<0,01		<0,01

Abbildung 3:
Ähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen zwischen dem jeweiligen Jahr und dem Startjahr 1997 bei den drei Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*. Die Ähnlichkeit wurde mit dem van der Maarel-Koeffizienten berechnet, als Streumass ist der Standardfehler eingetragen, n = 6–7 pro Mähtyp und Jahr. Die tabellierten Werte zeigen die Signifikanz der Paarvergleiche gemäss U-Test, ns = nicht signifikant.

3.2 Gesamtvegetation

Die Übereinstimmung zweier Vegetationsaufnahmen hinsichtlich Artenspektrum und Deckungsgraden wird rechnerisch mit dem Mass der Ähnlichkeit beschrieben, welche einen Wert von 0 bis 1 annehmen kann und in der vorliegenden Arbeit mit dem van der Maarel-Koeffizienten berechnet wurde. Die Ähnlichkeit erlaubte es zu überprüfen, ob die beiden Frühschnittvarianten die Gesamtvegetation stärker veränderten als der bisherige Septemberschnitt. Dazu wurde pro Dauerfläche die Ähnlichkeit eines jeden Aufnahmejahrs mit dem Startjahr 1997 bestimmt.

Die Ergebnisse zeigten einen signifikanten Einfluss des Mähtyps auf die Stärke der Veränderung (Abbildung 3). So brachte der Julischnitt von Beginn weg grössere Veränderungen als der alternierende und der Septemberschnitt. Die Unterschiede zwischen dem alternierenden und dem Septemberschnitt waren dagegen erst im zehnten Versuchsjahr von signifikanter Bedeutung. Entsprechend der mittleren Mähintensität nahm der alternierende Schnitt auch in der Vegetationsdynamik eine Mittelstellung zwischen den beiden anderen Mähtypen ein.

Neben der blossen Grösse der Veränderung kann auch deren Richtung veranschaulicht werden, wenn die gegenseitige Ähnlichkeit aller Aufnahmen (oder einer Auswahl davon) ausgewertet wird. So war im Spitzmäder insbesondere die Ähnlichkeitsstruktur der sieben Flächensets und deren zeitlichen Entwicklung im Mähversuch von Interesse. Hierzu wurden die ausgewählten Vegetationsaufnahmen mittels einer Ordination als Punkte in einem zweidimensionalen Streudiagramm dargestellt. Ähnliche Aufnahmen liegen im Streudiagramm nahe beieinander. Zur Berechnung der Ordination werden die vorkommenden n-Arten als Achsen eines n-dimensionalen Koordinatensystems aufgefasst, dessen Koordinatenwerte über die Deckungsklassen der jeweiligen Vegetationsaufnahme definiert sind. Mithilfe der Ähn-

lichkeit von Aufnahmen und Arten werden neue, künstliche Achsen berechnet, die einen möglichst hohen Anteil der Unterschiede beziehungsweise Varianz zwischen den Aufnahmen erklären können. Die beiden wichtigsten Achsen – auch Hauptkomponenten genannt – ergeben das genannte Streudiagramm.

Abbildung 4 zeigt die Ordination der Vegetationsaufnahmen des Startjahrs 1997 und des zehnten Versuchsjahrs 2006. Die beiden Achsen erklären 23% der Stichprobenvarianz, was bereits einen guten Einblick in die Ähnlichkeitsstruktur der Aufnahmen erlaubt (laut WILDI 1992 gelten je nach Stichprobe 15–30% als üblich und wünschbar). Die drei Dauerflächen eines Flächensets wiesen bei Versuchsbeginn eine ähnliche Vegetation auf (Abbildung 4, gelbe Gruppen). Die grosse Ähnlichkeit der Sets Nr. 1 und 2 einerseits sowie der Sets Nr. 5 und 6 andererseits war nicht zufällig, denn diese Setpaare liegen innerhalb des Spitzmäders jeweils auf derselben Parzelle. Im Falle des Paares 5/6 erstaunt die grosse Ähnlichkeit dennoch, da die Flächen mit 110 cm beziehungsweise 50 cm über dem Pegel des nächsten Wassergrabens vermutlich eine deutlich andere Wasserversorgung haben (Tabelle 1).

Die Pfeillänge entspricht der Stärke der Veränderung einer Dauerfläche vom ersten ins zehnte Versuchsjahr, zumindest in den Dimensionen der beiden Hauptkomponenten. Der Blick ins Diagramm illustriert den Befund von Abbildung 3, wonach der Julischnitt die grössten Veränderungen brachte, der Septemberschnitt dagegen die geringsten.

Die beiden Frühschnittvarianten verringerten die Unterschiede zwischen den Flächensets und führten zu einer gerichteten Veränderung der Vegetation, denn die meisten Pfeile der Frühschnitte zeigen im Streudiagramm in den Quadranten oben rechts. Die Pfeile der Septemberflächen dagegen hatten unterschiedliche Richtungen, was eher nach Zufallsprozessen aussieht. Diese Interpretation bestätigte sich, wenn auch die Jahreswerte 1998–2001 in die Ordination einbezogen wurden (nicht abgebildet). Der Eindruck, wonach der Frühschnitt eine gerichtete Vegetationsentwicklung bewirkte, wird in Kapitel 3.3 für ausgewählte Artengruppen weiter analysiert.

3.3 Ausgewählte Artengruppen

Arten der Roten Liste

Auf den Dauerflächen wuchsen insgesamt acht Arten, welche im östlichen Mittelland einer Gefährdungsklasse gemäss Roter Liste (MOSER et al. 2002) angehören. Verletzlich sind die Sibirische Schwertlilie (*Iris*

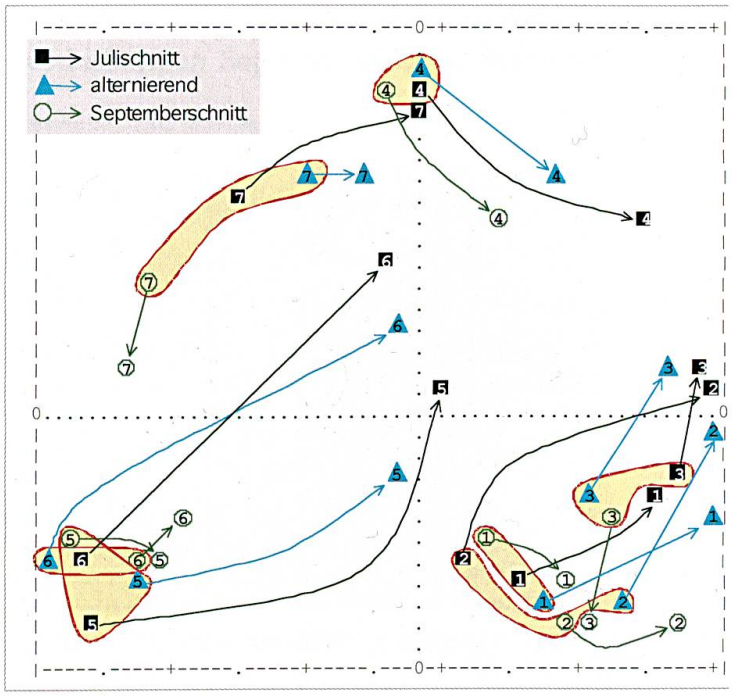


Abbildung 4:
Ordination der Vegetationsaufnahmen zu Beginn des Versuchs (gelbe Gruppen, Pfeilbeginn) und im zehnten Versuchsjahr (Pfeilende). Die Ziffern entsprechen den Flächensets in Tabelle 1. Die Horizontale erklärt 15%, die Vertikale 8% der Varianz. Die restlichen 77% der Unterschiede zwischen den Vegetationsaufnahmen können zweidimensional nicht dargestellt werden.
Eine Ordination als zweidimensionales Diagramm veranschaulicht die Ähnlichkeit der Vegetation anhand der beiden Hauptkomponenten der Varianz. Die beiden unabhängigen Achsen sind rein rechnerischer Herkunft und können nicht anschaulich erläutert werden. Aufnahmen mit ähnlicher Vegetation liegen im Streudiagramm nahe beieinander, lange Pfeile stehen für geringe Ähnlichkeit beziehungsweise grosse Vegetationsveränderungen.

sibirica), die Kleine Orchis (*Orchis morio*) und der Rosskümmel (*Silaum silaus*). Immerhin potenziell gefährdet sind die Filzfrüchtige Segge (*Carex tomentosa*), das Fleischrote Knabenkraut (*Orchis incarnata*), die Hellrosafarbene Schafgarbe (*Achillea roseoalba*), die Schmalblättrige Flockenblume (*Centaurea jacea subsp. angustifolia*) und der Weiden-Alant (*Inula salicina*). Über die Jahre zeigte keine Art eine klare, von der Bewirtschaftung abhängige Entwicklung der Deckungsklasse. Die Blühintensität wurde mit der gewählten Methode nicht erfasst, und die teils notierten Blütenzahlen des Fleischroten Knabenkrauts, der Kleinen Orchis und der Sibirischen Schwertlilie ermöglichten keine Aussagen zu allfälligen Einflüssen des Mähtyps.

Die einzelnen Dauerflächen erreichten einen Rote-Listen-Index von 0 bis 25. Die Flächen mit Septemberschnitt zeigten über die Jahre keine statistisch nachweisbare Entwicklung. Bei beiden Frühschnittvarianten nahm der Rote-Listen-Index 2006 erstmals leicht zu (Abbildung 5), doch nur beim alternierenden Schnitt war dies als Tendenz statistisch abgesichert (Wilcoxon, P<0,1). Der paarweise Vergleich von Mähtypen anhand der Differenz zum Startwert 1997 zeigte keinen Unterschied zwischen den beiden Frühschnittvarianten (Tabelle in Abbildung 5). Hingegen ergab der alternierende Schnitt im Vergleich zum Septemberschnitt im zehnten Versuchsjahr einen grösseren Rote-Listen-Index (P<0,05), beim Julischnitt war dieser Effekt als Tendenz festzustellen (P<0,1). Der

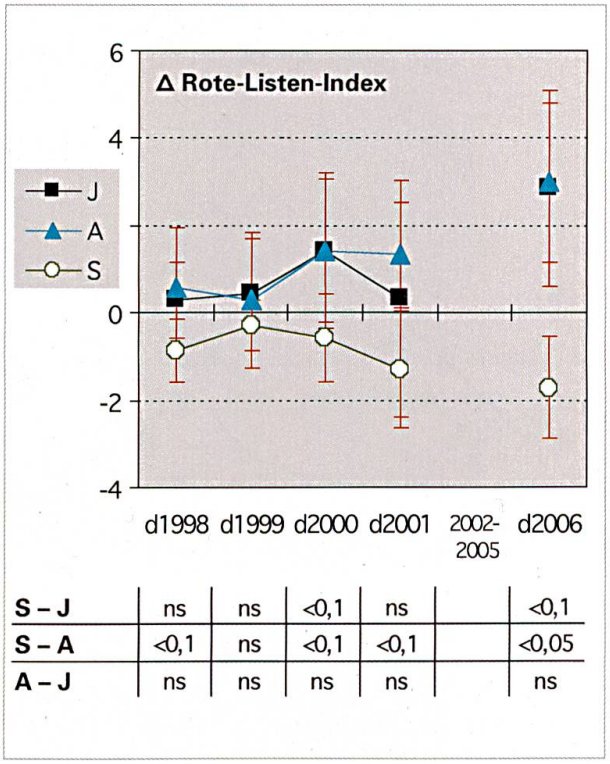


Abbildung 5:
Entwicklung des Rote-Listen-Index der Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*, dargestellt anhand der Veränderung gegenüber dem Startjahr 1997. Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen, n = 6–7 pro Mähtyp und Jahr. Die tabellierten Werte zeigen die Signifikanz der Paarvergleiche gemäss U-Test, ns = nicht signifikant.

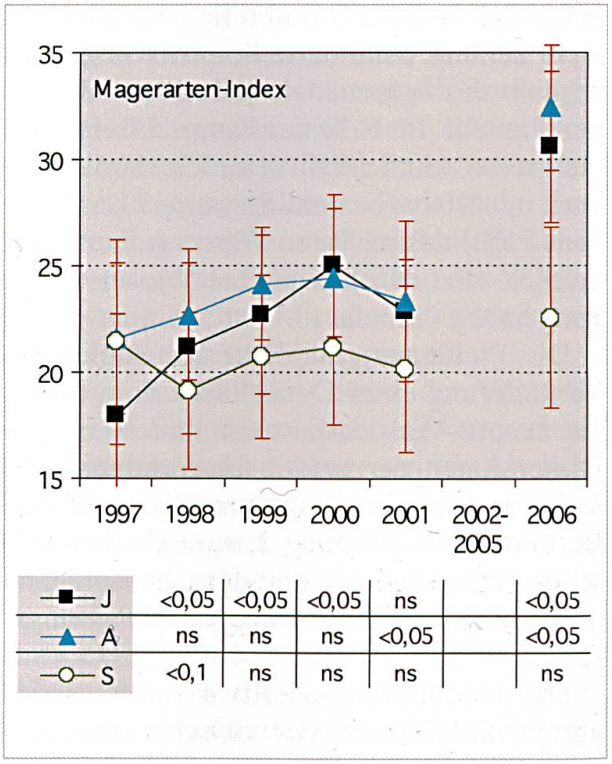


Abbildung 6:
Entwicklung des Magerarten-Index bei den drei Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*. Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen, n = 6–7 pro Mähtyp und Jahr. Die tabellierten Werte zeigen die Signifikanz der Veränderung gegenüber dem Startjahr 1997 (Wilcoxon, ns = nicht signifikant).

Frühschnitt förderte somit tendenziell die vorkommenden Rote-Listen-Arten, obschon die Förderung sehr bescheiden ausfiel.

Magerarten und Nährstoffzeiger

Die verschiedenen Mähtypen beeinflussten die Vegetation unterschiedlich hinsichtlich Magerarten (total 34 Arten) und Nährstoffzeigern (total 30 Arten). So nahm der Magerarten-Index beim Julischnitt bereits ab dem zweiten Versuchsjahr signifikant zu, beim alternierenden Schnitt ab dem fünften Versuchsjahr (Abbildung 6). Bis ins zehnte Versuchsjahr betrug die Steigerung bei beiden Frühschnittvarianten rund 40–50 %. Die Steigerung kam sowohl durch die Zunahme der Artenzahl wie auch durch höhere Deckungsklassen zustande. Einige geförderte oder neu eingewanderte Arten in Frühschnittflächen konnten ausgemacht werden – allerdings gab es bei diesen Arten auch gegenteilige Entwicklungen –, nämlich Zittergras (*Briza media*), Schlaffe Segge (*Carex flacca*), Berg-Segge (*Carex montana*), Filzfrüchtige Segge (*Carex tomentosa*), Gemeine Hainsimse (*Luzula campestris*), Rosskümmel (*Silaum silaus*) und Rauhhaariges Veilchen (*Viola hirta*). Beim Septemberschnitt dagegen veränderte sich der Magerarten-Index im Verlaufe der Versuchsjahre nicht wesentlich (Abbildung 6).

Der Nährstoffzeiger-Index wurde bei beiden Frühschnittvarianten bereits ein Jahr nach Versuchsstart signifikant kleiner und sank bis 2001 weiter (Abbildung 7). Damit war der Abwärtstrend der nährstoffliebenden Arten jedoch beendet, denn bei der nächsten Aufnahme im Jahr 2006 war der Index wieder leicht gestiegen und nur noch beim Julischnitt signifikant tiefer als im Startjahr. Der erneute Anstieg des Mittelwerts bei alternierendem und Julischnitt kam wegen des Flächensets 4 zustande. Zu den vom Frühschnitt teilweise geschwächten Arten gehörten insbesondere die Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*), das Wiesen-Lieschgras (*Phleum pratense*), die Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*), die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*), das Weisse Labkraut (*Galium album*), das Gänse-Fingerkraut (*Potentilla anserina*) und der Echte Baldrian (*Valeriana officinalis*). Beim herkömmlichen Septemberschnitt trat dagegen keine signifikante Veränderung des Nährstoffzeiger-Index auf.

Hechtblaue Brombeere

Die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) wuchs in 18 von 21 Dauerflächen. Bei fünf Flächensets war die Art in allen drei Dauerflächen beziehungsweise Mähtypen präsent, bei den beiden anderen Flächensets nur in ein oder zwei Dauerflächen. Die Deckung der Brombeere betrug meistens 1–5 %, doch es fanden sich auch Deckungswerte von über 50 % (Deckungsklasse 8). Das Fortführen des bisherigen Septemberschnitts führte zu

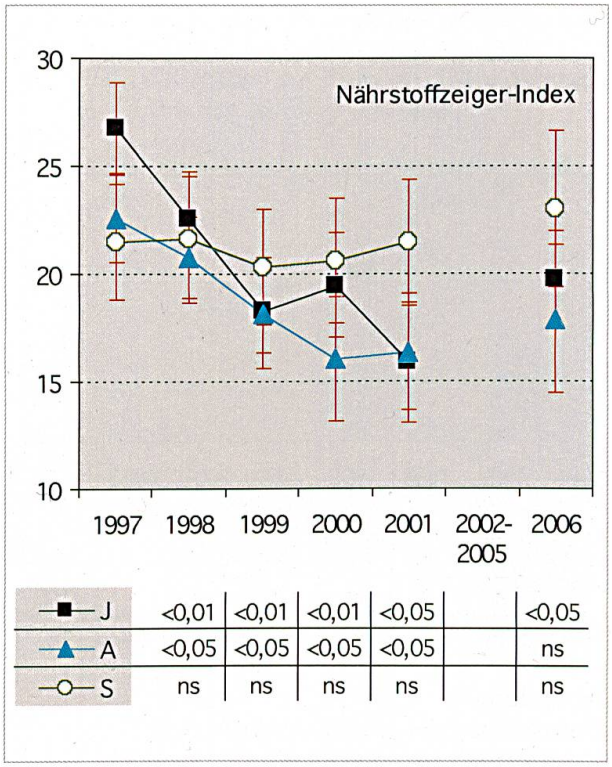


Abbildung 7:
Entwicklung des Nährstoffzeiger-Index bei den drei Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*. Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen, n = 6–7 pro Mähtyp und Jahr. Die tabellierten Werte zeigen die Signifikanz der Veränderung gegenüber dem Startjahr 1997 (Wilcoxon, ns = nicht signifikant).

keiner Veränderung der Deckungswerte (Abbildung 8). Bei den beiden Frühschnittvarianten jedoch nahmen die Werte im Verlaufe des Versuchs ab und unterschieden sich ab dem vierten Versuchsjahr 2000 meistens statistisch signifikant vom Ausgangszustand. Dabei kam es nicht darauf an, ob der zusätzliche Julischnitt jährlich oder nur in jedem zweiten Jahr stattfand.

3.4 Verschilfung

Als Hauptmass für die Verschilfung interessierte die oberirdische Biomasse des Schilfs, welche aus den Felddaten von Halmdichte und mittlerer Halmlänge näherungsweise berechnet wurde. Bei Versuchsbeginn war die Verschilfung in den Flächensets sowie innerhalb der sechs Plots jeder Dauerfläche sehr heterogen, wie sich am Wertebereich und an den Standardabweichungen in Abbildung 9 zeigt. Im Set Nr. 7 wuchs in zwei Dauerflächen kein Schilf, deshalb wurde das Set von den weiteren Auswertungen ausgenommen. Bei den übrigen Sets fanden von Jahr zu Jahr markante Schwankungen der Verschilfung statt, welche die Unterschiede zwischen den Mähtypen in der Regel übertrafen. So nahm zum Beispiel 1999 nach den Rekordniederschlägen von Mai bis Juni (STEIGER & LANGENEGGER 2000) die Schilf-Biomasse in allen Flächensets zu. Wurde die Entwicklung der Schilf-Biomasse separat pro Mähtyp betrachtet, so unterschieden sich die Werte fast in jedem Jahr signifikant vom Ausgangszustand (Wilcoxon-Test, P<0,05 oder kleiner).

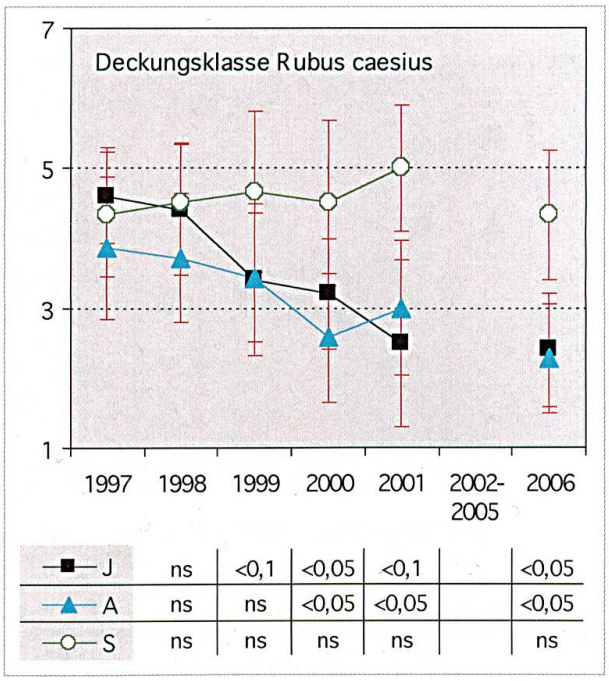


Abbildung 8:
Entwicklung der Deckungsklasse der Hechtblauen Brombeere *(Rubus caesius)* bei den drei Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*. Als Streumass ist der Standardfehler eingetragen, n = 6–7 pro Mähtyp und Jahr. Die Deckungsklassen entsprechen folgenden mittleren Deckungen: 2 → 0,1%, 3 → 1,75%, 4 → 3,75%, 5 → 10%, 6 → 20%. Die tabellierten Werte zeigen die Signifikanz der Veränderung gegenüber dem Startjahr 1997 (Wilcoxon, ns = nicht signifikant).

Für den grafischen und statistischen Vergleich der drei Mähtypen wurde die Verschilfungsdifferenz zum Startjahr 1997 verwendet, um so die räumlich heterogene Ausgangssituation auszuschalten. Denn vor Beginn der Mähversuche betrug die oberirdische Schilfbiomasse auf den Septemberschnitt-Flächen im Mittelwert 122 g/m², auf den Flächen mit Julischnitt 171 g/m² und auf den Flächen mit alternierendem Schnitt 203 g/m². Mit Septemberschnitt lag die Schilfbiomasse im zehnten Jahr 47% höher als zu Beginn. Beim alternierenden Schnitt hatte sie um 42% abgenommen, beim Julischnitt betrug die Abnahme 61%.

Die Differenz der oberirdischen Schilfbiomasse zum Startjahr unterschied sich ab dem vierten Versuchsjahr bei den zwei Frühschnittvarianten signifikant vom Septemberschnitt (P<0,01 oder <0,001, Abbildung 10). Im zehnten Jahr war die Unterscheidung noch klarer (P<0,001), und auch der alternierende und der Julischnitt unterschieden sich signifikant voneinander (P<0,05). War es in den ersten fünf Jahren lediglich die mittlere Halmlänge, welche zur Differenzierung der oberirdischen Biomasse nach Mähtyp führte, so hatte sich im zehnten Versuchsjahr auch die Halmdichte je nach Mähtyp unterschied-

lich entwickelt (Abbildung 10, optischer Eindruck von Kurvenverlauf und Standardfehlern).

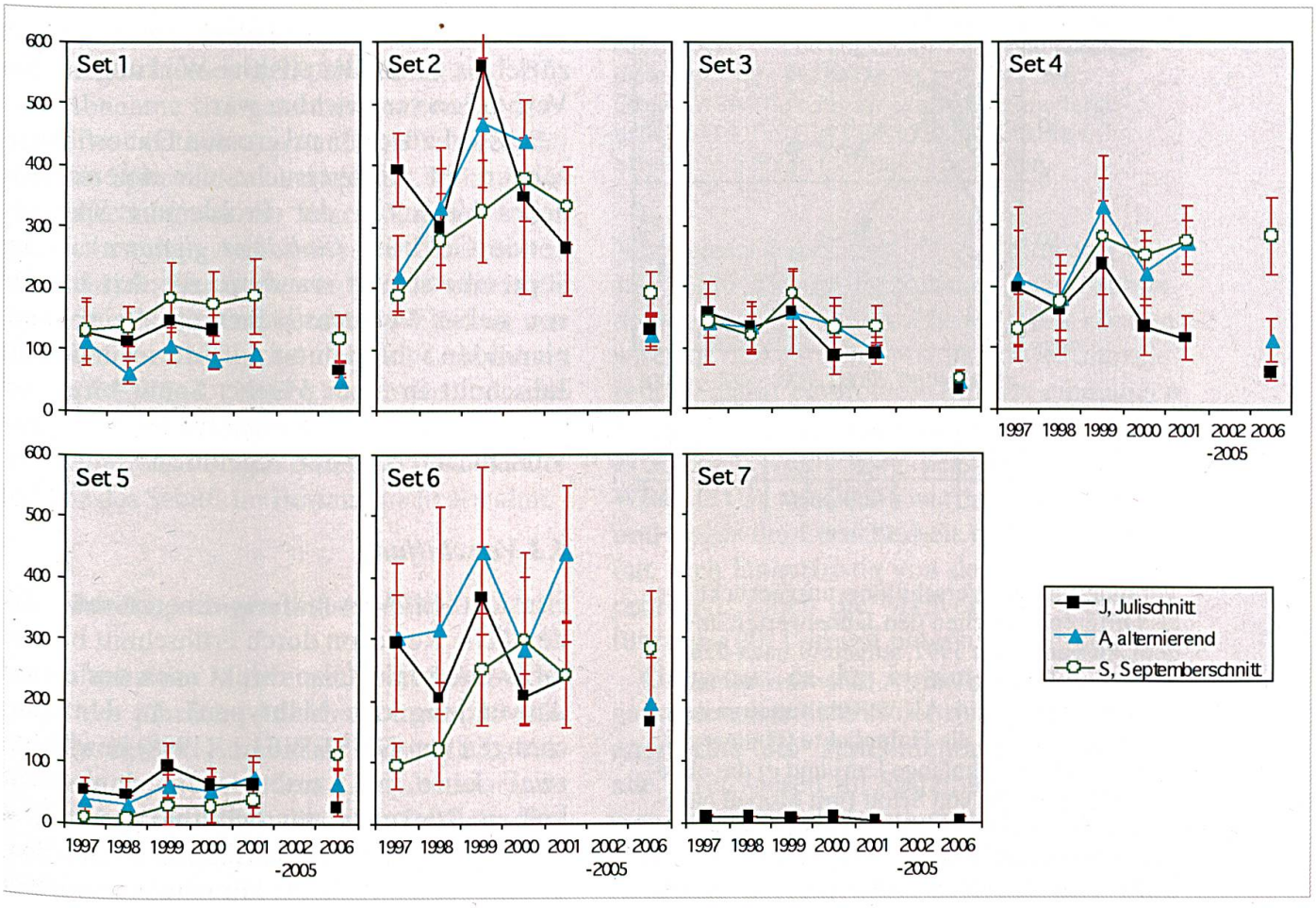
4. Diskussion

4.1 Vegetationsaufnahmen

Neben der eigentlichen Verschilfung untersuchte das Projekt auch die übrige Vegetation, da negative Auswirkungen der Frühschnitte auf die Artenvielfalt und -garnitur befürchtet wurden. Doch beide Frühschnittvarianten bewirkten keine Beeinträchtigung, sie brachten im Gegenteil positive Effekte: Die anfängliche Tendenz zur Artenzunahme führte bei alternierendem und Julischnitt im zehnten Versuchsjahr zu einer signifikant höheren Artenzahl, wogegen die Artenvielfalt auf den Kontrollflächen (Septemberschnitt) nicht änderte. Wurden auch die Deckungsgrade einbezogen, so brachte der Julischnitt mehr Veränderungen als der alternierende Schnitt und dieser wiederum mehr als der Septemberschnitt (Kontrolle). Im Gegensatz zu den Zufallsprozessen auf den Kontrollflächen bewirkten beide Frühschnittvarianten gerichtete Veränderungen, wobei sich die zwei Mähtypen in vier untersuchten Aspekten erstaunlicherweise kaum unterschieden: Arten von mageren Standorten wurden gefördert, Nährstoffzeiger geschwächt, die vorkommenden Rote-Listen-Arten tendenziell leicht gefördert und die Hechtblaue Brombeere geschwächt.

Der klare Effekt der Artenzahl steht im Gegensatz zu Untersuchungen von GÜSE-

Abbildung 9:
Oberirdische Biomasse von Schilf (g/m², mit Modell näherungsweise ermittelt) in sieben Flächensets mit je drei Mähtypen, Feldaufnahmen Ende Juni. Die Standardabweichungen illustrieren die kleinräumige Variabilität innerhalb der sechs 1 m²-Plots pro Dauerfläche, n = 6 pro Set, Mähtyp und Jahr.



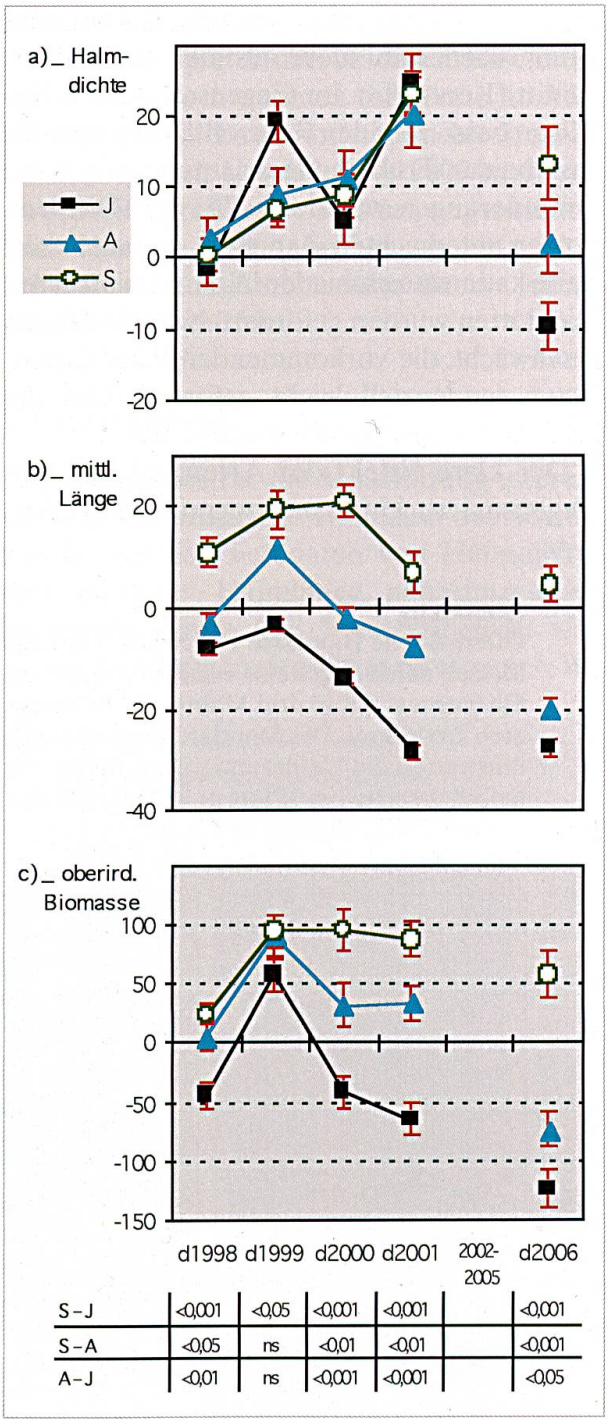


Abbildung 10:
Veränderung der Verschilfung, ausgedrückt als Differenz zwischen den Jahreswerten und dem Ausgangswert 1997, aufgeteilt nach den Mähtypen J *(Julischnitt)*, A *(alternierend)* und S *(Septemberschnitt)*. Als Verschilfungsmasse sind angegeben a) die Halmdichte [Halme/m²], b) die mittlere Halmlänge [cm] und c) die oberirdische Biomasse von Schilf (mit Modell näherungsweise ermittelt) [g/m²]. Als Streuungsmass ist der Standardfehler eingetragen, n = 30–36 pro Mähtyp und Jahr. Die tabellierten Werte gelten für die oberirdische Biomasse von Schilf und zeigen die Signifikanz der Paarvergleiche gemäss U-Test, ns=nicht signifikant.

WELL (2003a), wo zusätzliche Junischnitte zwar die Artenzahl im dritten und fünften Jahr zu erhöhen schienen, im siebten Jahr jedoch kein Unterschied mehr zwischen den Mähtypen bestand. Das Phänomen einer vorübergehenden Artenzunahme durch Umstellung auf zweimalige Mahd beschreiben auch BAKKER et al. (2002), dort allerdings für Extensivwiesen und mit einem Zeithorizont von 15 Jahren (Zunahme der Artenzahl) und weiteren 10 Jahren (Rückkehr zum Wert der Kontrollflächen). GÜSEWELL (2003a) vermutet als Grund für derartige Muster, dass die verbesserten Lichtverhältnisse am Boden zunächst die Samenkeimung fördern, dass aber längerfristig der Samenvorrat nicht erneuert werden kann, weil die Pflanzen nicht mehr fruchten. Inwiefern im Spitzmäder die Artenzunahme infolge 10 Jahren Frühschnitt von Dauer ist oder nur eine Zwischenphase, kann nicht beurteilt werden. Damit die Pflanzen zumindest in jedem zweiten Jahr fruchten können, ist der alternierende Schnitt dem jährlichen Julischnitt vorzuziehen, zumal die positive Wirkung auf die Vegetation vergleichbar war.

Ausserhalb der 6 m² grossen Dauerflächen zeigten die Mähversuche ein unterschiedliches Verhalten der Problemart Spätblühende Goldrute *(Solidago gigantea)*: Beim Septemberschnitt wanderte die Art in vier von sieben Versuchsflächen ein, beim alternierenden Schnitt immerhin in zwei und beim Julischnitt in einer Fläche. Somit birgt der Septemberschnitt ein weiteres Potenzial zur Verschlechterung der Vegetation.

4.2 Verschilfung

Hinsichtlich Verschilfung überraschte die deutliche Reaktion durch Frühschnitt bereits im zweiten Jahr (also direkt nach der ersten Anwendung der Mähtypen). In Untersuchungen von GÜSEWELL (1998) bewirkten zwei Jahre mit zusätzlichem Junischnitt keinen Rückgang der Schilfbiomasse. Erst ab dem vierten Versuchsjahr war die Biomasse bei jährlichem Junischnitt niedriger

als auf Kontrollflächen – allerdings nicht signifikant –, und der alternierende Schnitt zeigte bis ins siebte Jahr, als der Versuch wegen Störeffekten abgebrochen wurde, überhaupt keine Wirkung (GÜSEWELL 2003b). Wie in der erwähnten Arbeit fluktuierte die Halmdichte auch im Spitzmäder ohne zeitlichen Trend oder Reaktion auf die Mähtypen, doch im zehnten Versuchsjahr zeigte sich schliesslich ein hemmender Einfluss der Frühschnitte auf die Halmdichte.

GÜSEWELL et al. (2000) und GÜSEWELL (2003b) zeigten, dass bei jährlichem Zusatzschnitt im Juni in der Jahressumme mehr Stickstoff und Phosphor exportiert wurden als bei Septemberschnitt, obschon die entnommene Biomasse (Streue) wegen einer kleineren Schilfbiomasse insgesamt geringer war. Der Frühschnitt zehrte von den Reserven im Schilfrhizom und schwächte mit den Jahren den Biomasseaufbau bis Ende Juni – zu diesem Zeitpunkt ist die Verlagerung von Assimilaten und Nährstoffen von den unterirdischen zu den oberirdischen Pflanzenteilen grösstenteils abgeschlossen (GRANÉLI et al. 1992). Die Abnahme der gesamten stehenden Biomasse war optisch auch auf den Versuchsflächen im Spitzmäder zu erkennen. Beim Mähtyp Julischnitt war die Vegetation des ersten wie des zweiten Aufwuchses ab dem fünften Versuchsjahr nur noch wenig dicht und hoch; auf den alternierend gemähten Flächen war dies weniger ausgeprägt der Fall (Abbildung 11). GÜSEWELL (2003b) berichtete über eine vergleichbare Abnahme der Biomasse von Schilf und von übrigen Arten, so dass die Dominanz des Schilfs im Bestand nicht abnahm.

Abbildung 11:
Wüchsigkeit der Streue am 21. Juni 2006 (zehntes Versuchsjahr) im Flächenset Nr. 2, illustriert mittels horizontalem Blick in die Dauerflächen: Julischnitt (links), alternierend (Mitte) und Septemberschnitt (rechts). Der Transekt von der weissen Tafel zur Kamera führt zuerst auf 80 cm Länge durch die stehende Vegetation, die übrigen 70 cm bis zum Objektiv wurden für die Aufnahme niedergedrückt. Die Tafel ist 75 cm hoch, der rote Strich befindet sich 50 cm über Boden.

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Rahmen der Mähversuche im Spitzmäder zeigte der jährliche Julischnitt innert 10 Jahren die besten Ergebnisse hinsichtlich Verschilfung und Vegetation. Der alternierende Schnitt brachte ebenfalls eine deutliche Reduktion der Verschilfung gegenüber der Kontrolle, und in den untersuchten Aspekten der Vegetation war er fast gleichwertig mit dem Julischnitt. Damit die Streuepflanzen zumindest in jedem zweiten Jahr fruchten können, wird für den ganzen Spitzmäder der alternierende Schnitt empfohlen. Mit der einmaligen Situation einer längeren Datenreihe von Frühschnitt-Versuchen (Versuche von GÜSEWELL 2003a und 2003b wurden abgebrochen) und wegen der Unsicherheit, ob die Artenvielfalt auch längerfristig von den Frühschnitten profitiert, sollen die Mähversuche weitergeführt und 2011 erneut untersucht werden.

Gemessen an den bisherigen Versuchsergebnissen, war es 1997 der richtige Entscheid, angesichts der zunehmenden Verschilfung alle Streuwiesen im Spitzmäder auf den alternierenden Schnitt umzustellen. Das neue Schnittregime wurde so den Parzellen zugeteilt, dass pro Jahr jede zweite Parzelle einen

Frühschnitt erhält. Damit entsteht über den Sommer ein Strukturmosaik, welches für die Arthropodenfauna mutmasslich bessere Bedingungen bietet als ein grossflächig gleichförmiger Schnitt (Abbildung 12). Im übrigen können allenfalls negative Auswirkungen des Frühschnitts auf die Fauna nicht beurteilt werden. Allerdings kann der Septemberschnitt mit seiner bestehenden und noch zunehmenden Verschilfung auch aus faunistischer Sicht nicht befriedigen.

Weshalb die Resultate hinsichtlich Verschilfung und Vegetation so viel schneller und deutlicher als bei anderen Untersuchungen ausfielen und sogar für den alternierenden Schnitt positive Ergebnisse ergaben, bleibt offen. Möglicherweise war der Umstand entscheidend, dass die untersuchten Streuwiesen ziemlich trocken sind und sich so von klassischen Streuwiesen deutlich unterscheiden. Der jährliche Schnitt ab Ende Oktober, wie er für intakte Pfeifengraswiesen im Mittelland empfohlen wird (BRESSOUD et al. 1997), kann jedenfalls zur Erhaltung der botanischen Artenvielfalt im Spitzmäder nicht befriedigen. Der 1989–1996 praktizierte Septemberschnitt kann aber auch nicht für die Verschilfung verantwortlich gemacht werden, da ja bereits HÄFELFINGER (1989) die Verschilfung als Gefahr bezeichnete in einer Zeit, wo kurz zuvor noch die Mahd ab Juli oder August üblich war.

Auf den Parzellen ausserhalb der Mähversuche bestehen im Spitzmäder seit 1997 Altgrasinseln (rund 5% jeder Parzellenfläche), die jeweils ein Jahr lang an einer Stelle unge-

Abbildung 12:
Blick im Juli auf das Naturschutzgebiet Spitzmäder. Infolge alternierendem Schnitt sind die einen Parzellen bereits gemäht, die anderen werden den zusätzlichen Julischnitt im folgenden Jahr erhalten.

mäht bleiben, um die Vegetationsstruktur für die Kleintierwelt zu verbessern. Die Förderung der Verschilfung durch solche rotierenden Kleinbrachen wird vermutet (WINTELER 2001), und auch die Beobachtung von GÜSEWELL (2003b), wonach ein Jahr Mähpause zu einer starken Zunahme des Schilfs führte, stellt die Zweckmässigkeit dieser Altgrasinseln auf Flächen mit Verschilfungsproblemen in Frage. Eigene Beobachtungen weisen zudem auf die Verschärfung der Goldrutenproblematik durch die Altgrasinseln hin. Der Nutzen für die Arthropoden ist dabei unbestritten (laufende Untersuchungen von S. ROCKER, Institut für integrative Biologie ETH Zürich). Es ist daher zu prüfen, die Altgrasinseln nur in den jeweiligen Frühschnittflächen und dort nur bei der Herbstmahd stehen zu lassen. Brachstellen und Altschilf für die Fauna stehen im Spitzmäder an den Grabenrändern dennoch streifenartig zur Verfügung, denn hier wird wegen schlechter maschineller Zugänglichkeit teilweise nicht gemäht.

Zusätzlich zu den im Mähversuch angewandten Mähtypen liesse sich eine Reduktion des Schilfanteils auch durch eine extensive Beweidung mit angepassten Viehrassen erreichen (SCHMID 2003). Insbesondere mit Schottischen Hochlandrindern wurden gute Erfahrungen gemacht, welche auch Vorteile für die Fauna aufzeigten (LEUPI 1999, WIEDEMEIER 2000). Doch eignet sich die Beweidung vor allem für artenarme, üppig wachsende, schlecht mähbare oder brach liegende Bestände und ist wegen der Trittschäden kein Mähersatz auf bisher gemähten Streuwiesen (LEUPI 1999). Wo allerdings Pflegeeingriffe gegen stark dominante Pflanzen selektiv erfolgen müssten und grossen Aufwand verursachen, kann die Beweidung eine prüfenswerte Alternative sein (WIEDEMEIER 2000).

Dank

Der Autor dankt der Gemeinde Oberriet für die Ermöglichung der wichtigen Mähversuche und der aufschlussreichen Untersuchungen. Die Finanzierung erfolgte durch die Gemeinde, den Lotteriefonds und das Amt für Raumentwicklung ARE des Kantons St.Gallen sowie das Bundesamt für Umwelt BAFU. Ein Dank geht auch an die mähenden Landwirte für ihren Beitrag zum Gelingen des Projektes.

Literaturverzeichnis

AESCHIMANN, D. & HEITZ, CH. (1996): Synonymie-Index der Schweizer Flora und der angrenzenden Gebiete (SISF). Zentrum des Daten-Verbundnetzes der Schweizer Flora (ZDSF). – Documenta Floristicae Helveticae. 318 S.

BAKKER, J.P., ELZINGE, J.A. & DE VRIES, Y. (2002): Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. – Applied Vegetation Science 5, 107–120.

BRAUN-BLANQUET J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. – Springer Verlag, Berlin, Wien, New York.

BRESSOUD, B., CHARLIER, P., & EGLOFF, T.B. (1997): Bewirtschaftung und Pflege verschiedener Pflanzengesellschaften der Flachmoore. – Handbuch Moorschutz in der Schweiz, Band 2, Beitrag 2.1.3, S. 1–12. BUWAL, Bern.

BRÜLISAUER, A. (1996): Zu den Ursachen der Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland. Forschungsbericht zuhanden BUWAL. – Geobot. Inst. ETH, Zürich. 78 S.

GRANÉLI, W., WEISNER, S.E.B. & SYTSMA, M.D. (1992): Rhizome dynamics and resource storage in Phragmites australis. – Wetlands Ecology and Management 1: 239–247.

GÜSEWELL, S. (1998): Does mowing in summer reduce the abundance of common reed (*Phragmites australis*)?. – Bull. Geobot. Inst. ETH 64, 23–35.

– (2003a): Veränderungen der Artenzahl der Vegetation in Schweizer Streuwiesen 1995–2001: Zusammenhang mit Verschilfung und Mahd. – Bulletin Vegetatio Helvetica, 5, 3–7.

– (2003b): Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer. – Wetlands Ecology and Management 11: 433–445.

GÜSEWELL, S. & KLÖTZLI, F. (1997): Measuring the abundance of Phragmites communis Trin. in wet meadows – a methodological investigation. – Bull. Geobot. Inst. ETH 63, 11–24.

– (1998): Abundance of common reed (*Phragmites australis*), site conditions and conservation value of fen meadows in Switzerland. – Acta Bot. Neerl. 47, 113–129.

GÜSEWELL, S., ZORZI, A .& GIGON, A. (2000): Mowing in early summer as a remedy to eutrophication in Swiss fen meadows: are really more nutrients removed? – Bull. Geobot. Inst. ETH 66, 11–24.

GÜTTINGER, R., HUGENTOBLER, I., MARTI, K., SCHLEGEL, J., SCHMID, H. & WEBER, U. (1994): ‹Synthesebericht›, Grundlagen und Perspektiven zum Schutz der Torfstichlandschaft Bannriet/Spitzmäder im St. Galler Rheintal. – Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 128 S. + Anhang.

HÄFELFINGER, S. (1989): Ökologische Analysen der Pflanzenerhebungen im Spitzmäder. – Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 15 S.

KLÖTZLI, F. (1986): Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 87, 343–361.

LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64. 208 S.

LEUPI, E. (1999): Schottische Hochlandrinder – eine Pflegeform für Riedflächen im Naturschutzgebiet Wauwiler Moos. – Mitt. Naturf. Ges. Luzern 36, 323–334.

MOSER, D., GYGAX, A., BÄUMLER, B., WYLER, N. & PALESE, R. (2002): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy; Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Chambésy. BUWAL-Reihe «Vollzug Umwelt». 118 S.

SCHLEGEL, J., WEBER, U., GÜTTINGER, R. & HUGENTOBLER, I. (1997): Die Torfstichlandschaft Bannriet / Spitzmäder. – Ber. St.Gall. Natw. Ges. 88, 243–308.

SCHMID, W. (2003): Themenbericht extensive Weiden. – relais Praxis und Forschung für Natur und Landschaft, Birmensdorf. 24 S.

STEIGER, U. & LANGENEGGER, E. (2000): Jahresbericht 1999. – Melioration der Rheinebene, Altstätten. 21 S.

WEBER, U. (2004): Massnahmen gegen die Verschilfung im Flachmoor Spitzmäder (Oberriet SG). – Ber. St.Gall. Natw. Ges. 90, 175–200.

WIEDEMEIER, P. (2000): Beweidungsversuch Neeracher Riet: Schlussbericht 1999. – Im Auftrag der Schweizerischen Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz (ALA), mit Beteiligung der Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich. 46 S. + Anhang.

WILDI, O. (1992): Interpretation pflanzenökologischer Daten. Unterlagen zur Vorlesung. – Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf. 95 S.

WINTELER, M. (2001): Ried-Rotationsbrache am Greifensee: botanische und naturschützerische Bewertung nach 14 Jahren Bewirtschaftung. – Diplomarbeit, Geobot. Inst. ETH, Zürich. 79 S.