

Auftraggeber:  
Gemeinde Oberriet, 9463 Oberriet

# **16 Jahre Mähversuche gegen die Verschilfung im Naturschutzgebiet Spitzmäder, Oberriet**

Bericht über die Versuchsjahre 1997-2012



*Blick über den Spitzmäder am 25. Juli 2012*

23. Dezember 2013

Bearbeiter: Urs Weber



## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung .....	3
2. Methoden .....	4
2.1 Ort, Mähversuche, Feldmethoden .....	4
2.2 Datenanalyse .....	5
3. Ergebnisse .....	6
3.1 Wirkung auf die Artenzahl .....	6
3.2 Wirkung auf die Gesamtvegetation .....	7
3.3 Wirkung auf ausgewählte Artengruppen .....	9
3.4 Wirkung auf die Verschilfung .....	12
3.5 Vergleich von Artenzahl und Verschilfung .....	14
4. Diskussion.....	15
4.1 Vegetationsaufnahmen .....	15
4.2 Verschilfung.....	16
5. Schlussfolgerungen und Ausblick .....	17
6. Literatur .....	18

## 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, 2006 und 2012 erfolgten Vegetationsaufnahmen und Verschilfungsmessungen.

Die Artenzahl der Kontrollflächen nahm innert 16 Jahren signifikant ab. Mit Frühschnitt dagegen entwickelte sich die Vegetation in allen untersuchten Aspekten positiver als die Kontrollflächen (Artenzahl, Arten der Roten Liste, Arten von mageren Standorten, Nährstoffzei-

ger, Hechtblaue Brombeere). Die beiden Frühschnitttypen waren gleichwertig.

Die Verschilfung reagierte schon ab dem zweiten Versuchsjahr auf die Frühschnitte und verringerte sich bis 2012 um rund 60% (jährlicher Julischnitt) bzw. 20% (Julischnitt alle zwei Jahre). Auf den Kontrollflächen stieg die Verschilfung im selben Zeitraum fast auf das Dreifache.

Die Ergebnisse werden mit anderen Untersuchungen und im Hinblick auf die Bewirtschaftung im Spitzmäder diskutiert. Aufgrund der Versuche wird ein alternierender Schnitt empfohlen (Zusatzmahd im Juli in jedem zweiten Jahr).

---

### Finanzierung und Dank

Die Feldaufnahmen 2012 und die vorliegende Auswertung wurden durch die Gemeinde Oberriet und das Amt für Natur, Jagd und Fischerei des Kantons St. Gallen finanziert. Die Arbeiten 1997-2001 und 2006 wurden finanziert durch die Gemeinde Oberriet, den Lotteriefonds des Kantons St. Gallen und Naturschutzbeiträge von Kanton und Bund.

Ein Dank geht auch an die Landwirte Vinzenz und Peter Kobler sowie Gallus Kobler für das Mähen der Versuchsfelder.

# 1. Einleitung

In zahlreichen schutzwürdigen Streuwiesen des Schweizer Mittellandes ist in den letzten vier bis fünf 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. Auch in jüngeren Untersuchungen bleibt die abnehmende Qualität der Moore ein Thema: Gemäss KLAUS (2007) ist um die Jahrtausendwende im Zeitraum von 5 Jahren über ein Viertel der Schweizer Moore trockener geworden, rund ein Viertel nährstoffreicher.

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 manchenorts 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 Verarmung der Vegetation zu bremsen und rückgängig zu machen, wurden 1997 Versuche mit zusätzlichen Julischnitten in jedem Jahr beziehungsweise alle zwei Jahre 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 tendenziell die Artenzahl. Die Feldaufnahmen wurden 2006 wiederholt und ausgewertet (WEBER 2008).

Die Situation einer längeren Datenreihe von Frühschnitt-Versuchen ist einmalig, und es blieb unsicher, ob die Artenvielfalt auch längerfristig von den Frühschnitten profitiert. Daher wurden die Mähversuche weitergeführt und die Flächen im Jahr 2012 erneut untersucht. Im vorliegenden Bericht werden die Daten der Jahre 1997-2001, 2006 und 2012 analysiert und anhand von Angaben aus der Literatur diskutiert.



Abbildung 1:  
Blick im Winter über das ehemalige Torfstichgebiet Spitzmäder in die St. Galler Rheinebene. Gut sichtbar ist die Struktur der Torfstichgräben.

## 2. Methoden

### 2.1 Ort, Mähversuche, Feldmethoden

Die Untersuchung fand im Naturschutzgebiet Spitzmäder (Oberriet SG) im St.Galler Rheintal auf rund 420 m ü NN statt. 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 Wasser führenden Torfstichgräben durchzogen ist (SCHLEGEL et al. 1997) (Abbildung 1). 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 Spätblüherern 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 Schnitts handelte, wurden sie im Text auch als Frühschnitt bezeichnet.

In allen 21 Versuchsflächen wurde je eine Dauerfläche von 2 x 3 m<sup>2</sup> eingemessen, bodeneben verpflockt und von 1997 bis 2001, 2006 sowie 2012 untersucht. Im Jahre 2001 fehlen die Aufnahmen auf je einer Julischnitt-

*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.*

Set Nr.	Vegetation 1989	Wasserstand	Bemerkungen
1, 2	trockene Pfeifengraswiese (artenarm)	-35 cm	Wasserstand 1997-2001 um 20 cm tiefer, vor 1997 70cm tiefer
3	trockene Pfeifengraswiese (artenreich)	-30 cm	
4	magere Heuwiese / Waldsimosenflur / 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

und einer alternierenden Fläche, da diese durch einen Irrtum des Bewirtschafters einige Tage zu früh gemäht wurden.

In den Aufnahmejahren wurden jeweils Ende Juni 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<sup>2</sup>. 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 getrennt pro Mähtyp überprüft. Dazu wurden die jeweiligen Jahreswerte mit dem Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben auf ihre Veränderung gegenüber dem Ausgangswert 1997 getestet.
- b) Der Vergleich zwischen 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 (keine Normalisierung der Artvektoren, 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 überhand nehmende Art ebenfalls ausgewertet.

Die Verschilfung wird quantitativ am treffendsten erfasst als oberirdische Biomasse des Schilfs. 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 einer gebietsspezifischen, jährlichen Kalibrierung der Modellparameter ergaben die berechneten Werte keine absolute Biomasse. Sie reichten aber aus, um die zeitliche Entwicklung und die Unterschiede zwischen den Mähtypen zu analysieren.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Wirkung auf die Artenzahl

In den Mähversuchen wurden insgesamt 108 Pflanzenarten nachgewiesen. Beim Start 1997 wuchsen pro Dauerfläche 18-36 Arten, was die unterschiedliche Vegetation im Spitzmäder illustriert. Innerhalb eines Flächensets jedoch war die Artenvielfalt vergleichbar (Tabelle 2), und die Standardabweichung betrug im Mittel der sieben Flächensets nur 7% der Artenzahl. So bestanden ausreichend homogene Startbedingungen, um den Einfluss des Mähtyps auf die Artenvielfalt zu untersuchen.

Im 16. Versuchsjahr war die Standardabweichung pro Flächenset deutlich gestiegen (Tabelle 2) und betrug im Mittel 25% der Artenzahl. Die Mähversuche machten also die Artenzahl innerhalb der einzelnen Sets inhomogener, wobei die mittlere Artenzahl je nach Set zunahm, unverändert blieb oder abnahm.

Je nach Mähtyp entwickelte sich die Artenzahl unterschiedlich (Abbildung 2): Die Kontrollflächen (S) zeigten bis ins 10. Versuchsjahr keine Entwicklung, im 16. Jahr aber eine signifikante Abnahme. Julischnitt und alternierender Schnitt führten dagegen tendenziell zu einer

Zunahme der Artenzahl, ab 2006 teilweise auch signifikant.

Im Paarvergleich der Mähtypen zeigten die Kontrollflächen (S) ab dem 10. Versuchsjahr eine schlechtere Entwicklung der Artenzahl als die beiden Versuchsvarianten A und J (Signifikanzwerte im Tabellenteil von Abbildung 2). Letztere unterscheiden sich nicht voneinander.

Tabelle 2:

Artenvielfalt der Dauerflächen (6 m<sup>2</sup>), gruppiert nach Flächensets. Jedes Set besteht aus drei Dauerflächen mit unterschiedlichem Mähtyp. Tabelliert sind Mittelwert und Standardabweichung bei Versuchsbeginn und im 16. Versuchsjahr.

Set Nr.	Artenzahl 1997	Artenzahl 2012
1	29,7 ± 1,5	29,7 ± 6,1
2	31,0 ± 3,5	22,7 ± 3,8
3	34,3 ± 1,5	32,7 ± 8,5
4	33,7 ± 1,2	30,7 ± 7,6
5	21,3 ± 0,6	33,3 ± 11,0
6	21,0 ± 3,6	28,3 ± 11,7
7	27,0 ± 2,0	28,7 ± 4,2

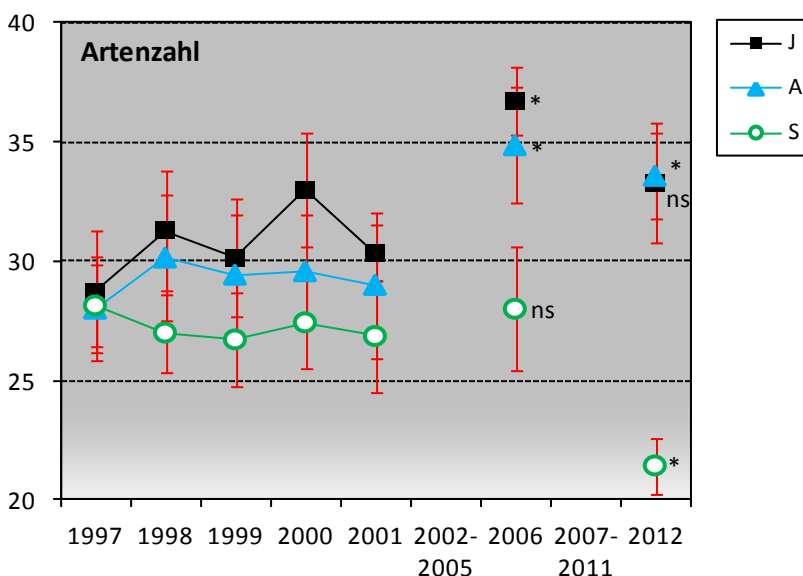


Abbildung 2:

Entwicklung der mittleren Artenzahl (6 m<sup>2</sup>) bei den drei Mähtypen J (Julischnitt), A (alternierend), S (Septemberschnitt, Kontrolle). Mittelwert und Standardfehler, n = 6-7 pro Mähtyp und Jahr. Bei den Punkten 2006 und 2012 ist angegeben, ob die Zu-/Abnahme gegenüber dem Startjahr 1997 signifikant ist: Wilcoxon-Test, \* = P < 0,05, ns = nicht signifikant.

	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006	d2012
S – J	<0,05	<0,05	<0,05	ns	<0,05	<0,05
S – A	<0,1	<0,1	ns	ns	<0,01	<0,01
A – J	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Die Tabelle testet Paarvergleiche anhand der Differenz zum Startwert von 1997 (Signifikanz gem. U-Test, einseitig).

## 3.2 Wirkung auf die Gesamtvegetation

### 3.2.1 Ausmass der Veränderung

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 sich die Gesamtvegetation unter den beiden Frühschnittvarianten stärker veränderte als beim bisherigen Septemberschnitt (Kontrolle). Dazu wurde pro Dauerfläche und Aufnahmejahr die Ähnlichkeit mit dem Startjahr 1997 bestimmt.

Die Ergebnisse bis 2006 hatten noch einen signifikanten Einfluss des Mähtyps gezeigt, indem beide Frühschnittvarianten zu grösseren Veränderungen als die Kontrollpflege führten (Abbildung 3, Grafik und Tabellenteil).

Die Aufnahmen von 2012 relativieren diese Aussage: Auch die Kontrollflächen entfernten sich weiter weg von der Startvegetation. Ihre Ähnlichkeit mit 1997 liess sich nicht mehr von der Entwicklung der Frühschnittvarianten unterscheiden (Abbildung 3, Grafik und Tabellenteil).

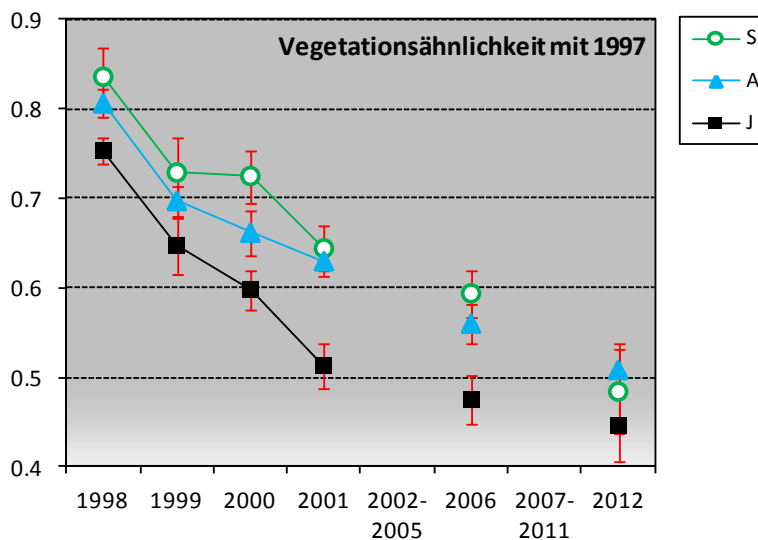


Abbildung 3:  
Ähnlichkeit der Vegetation des jeweiligen Jahrs mit dem Startjahr 1997, getrennt nach den Mähtypen J (Julischnitt), A (alternierend), S (Septemberschnitt, Kontrolle). Die Ähnlichkeit wurde mit dem van der Maarel-Koeffizienten berechnet. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler,  $n = 6-7$  pro Mähtyp und Jahr.

	1998	1999	2000	2001	2006	2012
S – J	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	ns
S – A	ns	ns	<0,1	ns	<0,05	ns
A – J	<0,05	<0,1	<0,05	<0,01	<0,01	ns

Die Tabelle testet Paarvergleiche (Signifikanz gem. U-Test, einseitig, ns = nicht signifikant).

### 3.2.2 Richtung der Veränderung

Neben dem Ausmass der Veränderung kann auch deren Richtung veranschaulicht werden, wenn man die Ähnlichkeit mehrerer Vegetationsaufnahmen gegenseitig auswertet. Durch ein Ordinationsverfahren können die Aufnahmen als Punkte in einem zweidimensionalen Streudiagramm dargestellt werden. Ähnliche

Aufnahmen liegen im Streudiagramm nahe beieinander. Zur Berechnung werden die vorkommenden  $n$  Arten als Achsen eines  $n$ -dimensionalen Koordinatensystems aufgefasst, dessen Koordinatenwerte über die Deckungsklassen der jeweiligen Vegetationsaufnahme definiert sind. Mithilfe der Ähnlichkeit von Auf-

nahmen 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 erwähnte Streudiagramm.

Abbildung 4 zeigt die Ordination der Vegetationsaufnahmen des Startjahrs 1997 und des 16. Versuchsjahrs 2012. Die beiden Achsen erklären 23% der Stichprobenvarianz, was bereits einen guten Einblick in die Ähnlichkeitsstruktur der Aufnahmen gibt (laut WILDI 1992 gelten je nach Stichprobe 15-30% als üblich und wünschbar).

Die drei Dauerflächen pro Flächenset 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 jeweils auf derselben Parzelle.

Die Pfeillänge entspricht der Stärke der Veränderung einer Dauerfläche vom ersten ins 16. Versuchsjahr, zumindest in den Dimensionen der beiden Hauptkomponenten. Der Blick ins Diagramm bestätigt die in Abbildung 3 festgestellte Dynamik bei allen Mähtypen.

Die beiden Frühschnitte zeigen wie in WEBER (2008) eine gerichtete Entwicklung, indem ihre meisten Pfeile im Streudiagramm in den Quadranten oben rechts weisen. Neu erscheinen nun auch die Pfeile der Septemberflächen gerichtet (nach unten) und unterscheiden sich damit vom 10. Versuchsjahr, als die Pfeile noch als Zufallsprozesse ohne klare Richtung interpretiert wurden.

Der Eindruck, wonach beide Frühschnittvarianten wie auch die Kontrolle (Septemberschnitt) zu einer gerichteten Vegetationsentwicklung führten, wird in Kapitel 3.3 für ausgewählte Artengruppen weiter analysiert.

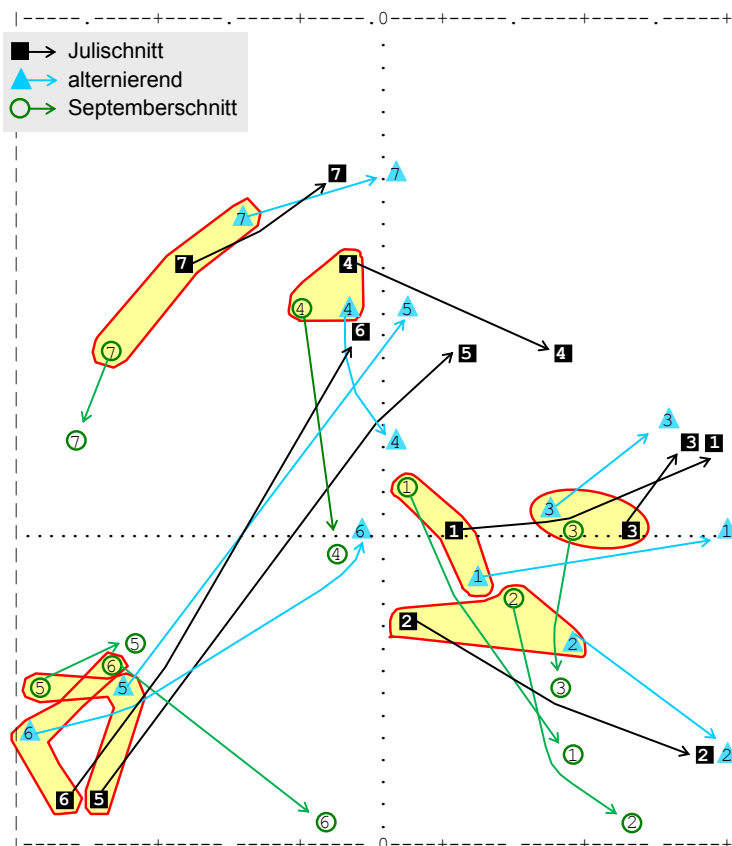


Abbildung 4:  
Ordination der Vegetationsaufnahmen zu Beginn des Versuchs (gelbe Gruppen, Pfeilbeginn) und im 16. Versuchsjahr (Pfeilende). Die Ziffern entsprechen den Flächensets in Tabelle 1. Die Horizontale erklärt 14%, die Vertikale 9% der Varianz. Die restlichen 77% der Unterschiede zwischen den Vegetationsaufnahmen können zweidimensional nicht dargestellt werden.

Aufnahmen mit ähnlicher Vegetation liegen im Streudiagramm nahe beieinander, lange Pfeile stehen für geringe Ähnlichkeit beziehungsweise grosse Vegetationsveränderungen.



### 3.3 Wirkung auf ausgewählte Artengruppen

#### 3.3.1 Arten der Roten Liste

Auf den Dauerflächen wuchsen insgesamt neun Arten, welche im östlichen Mittelland einer Gefährdungskategorie gemäss Roter Liste (MOSER et al. 2002) angehören:

- **Verletzlich:** Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*), Kleine Orchis (*Orchis morio*) und Rosskümmel (*Silaum silaus*).
- **Potenziell gefährdet:** Hellrosafarbene Schafgarbe (*Achillea roseoalba*), Filzfrüchtige Segge (*Carex tomentosa*), Schmalblättrige Flockenblume (*Centaurea jacea* subsp. *angustifolia*), Weiden-Alant (*Inula salicina*), Fleischrotes Knabenkraut (*Orchis incarnata*) und Gemeine Kreuzblume (*Polygala vulgaris*).

Als nicht gefährdet, aber geschützt gelten drei weitere Orchideen: Gemeine Sumpfwurzel (*Epipactis palustris*), Langspornige Handwurz (*Gymnadenia conopsea*) und Grosses Zweiblatt (*Listera ovata*).

Über 16 Jahre führte der Mähtyp nur bei zwei Arten der Roten Liste zu einer klaren Änderung der Deckungskategorie: Unter Septemberschnitt verschwand *Achillea roseoalba* aus allen drei

anfänglichen Präsenzflächen, und *Centaurea jacea* ssp. *angustifolia* verschwand aus allen vier Anfangsflächen. Unter Frühschnitt war die Entwicklung dieser Arten positiver.

Die notierten Blütenzahlen der Orchideen und von *Iris sibirica* liessen keine Wirkung des Mähtyps erkennen.

Der Rote-Listen-Index der Dauerflächen reichte von 0 bis 25. Die Kontrollflächen (Septemberschnitt) zeigten über die Jahre keine signifikante Entwicklung (Abbildung 5). Die beiden Frühschnittvarianten führten ab 2006 zu einer leichten Zunahme des Rote-Listen-Index, die 2012 signifikant ausfiel.

Im Paarvergleich der Mähtypen öffnete sich mit zunehmender Versuchsdauer eine wachsende Kluft zwischen den Kontrollflächen und den beiden Frühschnittvarianten (Abbildung 5). Das bessere Abschneiden der Frühschnitte erreichte 2012 eine Signifikanz von  $P < 0,05$ . Die beiden Frühschnittvarianten liessen sich nicht voneinander unterscheiden (Tabellenteil in Abbildung 5).

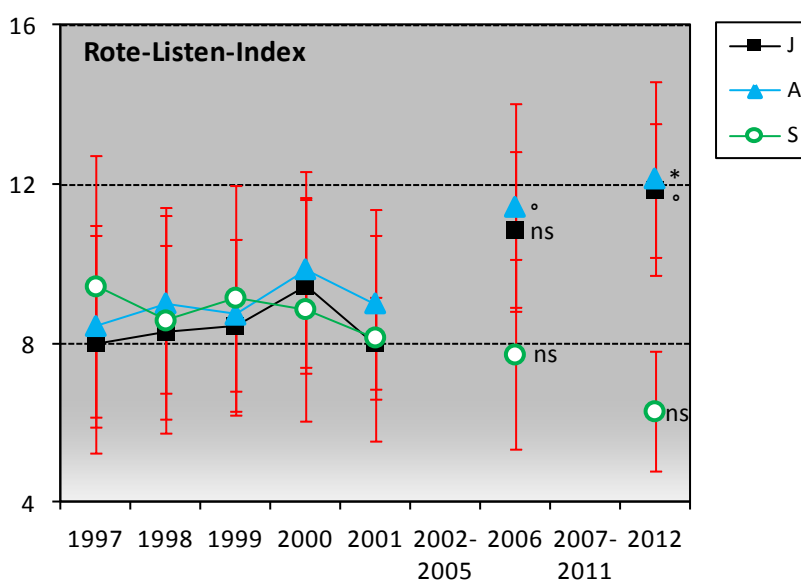


Abbildung 5:  
Entwicklung des Rote-Listen-Index der Mähtypen J (Julischnitt), A (alternierend), S (Septemberschnitt, Kontrolle). Mittelwert und Standardfehler,  $n = 6-7$  pro Mähtyp und Jahr.  
Bei den Punkten 2006 und 2012 ist angegeben, ob die Zu-/Abnahme gegenüber dem Startjahr 1997 signifikant ist: Wilcoxon-Test, \* =  $P < 0,05$ , ° =  $P < 0,1$ , ns = nicht signifikant.

	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006	d2012
S – J	ns	ns	<0,1	ns	<0,1	<0,05
S – A	<0,1	ns	<0,1	<0,1	<0,05	<0,05
A – J	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Die Tabelle testet Paarvergleiche anhand der Differenz zum Startwert von 1997 (Signifikanz gem. U-Test, einseitig).

### 3.3.2 Magerarten und Nährstoffzeiger

In der Vegetation kamen total 35 Magerarten vor. Der Magerarten-Index nahm bei beiden Frührschnitten bereits ab dem 2. Versuchsjahr zu und blieb ab dem 10. Versuchsjahr auf einem signifikant höheren Wert von 150-170% des Startwerts. Die Zunahme ging sowohl auf einwandernde Arten wie auch auf höhere Deckungsklassen zurück.

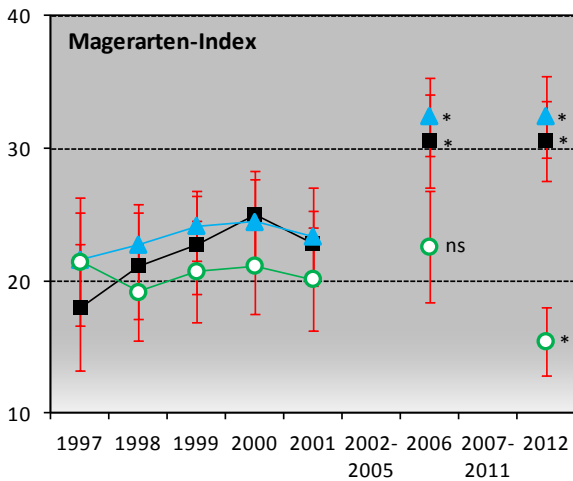
Einige geförderte oder neu eingewanderte Arten in Frührschnittflächen konnten ausgemacht werden, namentlich Dunkle Akelei (*Aquilegia atrata*), Zittergras (*Briza media*), Schlawe Segge (*Carex flacca*), Berg-Segge (*Carex montana*), Filzfrüchtige Segge (*Carex tomentosa*), Rosskümmel (*Silaum silaus*) und Rauhaariges Veilchen (*Viola hirta*) – allerdings gab es bei diesen Arten auch gegenteilige Entwicklungen.

Beim Septemberschnitt veränderte sich der Magerarten-Index in den ersten 10 Jahren nicht wesentlich, sank dann aber 2012 auf einen signifikant tieferen Wert (Abbildung 6, links). Im direkten Paarvergleich schnitten die Frührschnitte signifikant besser ab als der Septemberschnitt.

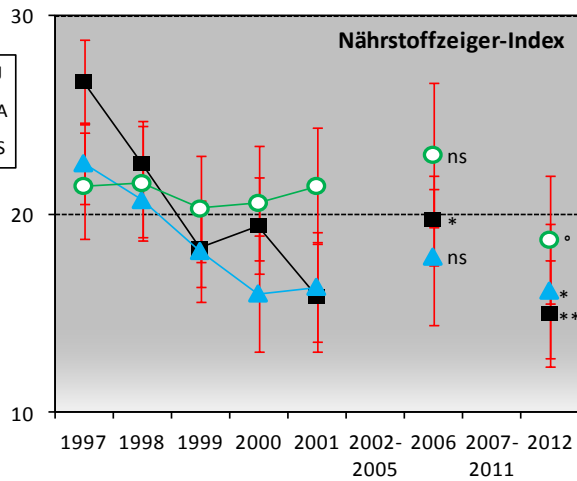
Die Vegetation beinhaltete 32 Nährstoffzeiger. Der Nährstoffzeiger-Index verringerte sich bei beiden Frührschnittvarianten bereits ein Jahr nach Versuchsstart und war 2012 auf einem signifikant tieferen Wert als zu Beginn (Abbildung 6, rechts). Zu den durch Frührschnitt teils geschwächten Arten gehörten namentlich 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 zeigte der Nährstoffzeiger-Index keinen klaren Trend (2012 erstmals Abnahme mit geringer Signifikanz).

Im direkten Paarvergleich schnitten die Frührschnitte seit 2000 signifikant besser ab als der Septemberschnitt. Dabei war zwischen Julischnitt und alternierendem Schnitt kaum ein Unterschied festzustellen (Tabellenteil von Abbildung 6, rechts).



	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006	d2012
S – J	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,01
S – A	<0,05	ns	<0,1	<0,05	<0,05	<0,01
A – J	ns	ns	ns	ns	ns	ns



	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006	d2012
S – J	<0,01	<0,001	<0,005	<0,005	<0,01	<0,05
S – A	<0,05	ns	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1
A – J	ns	ns	ns	ns	ns	<0,1

Abbildung 6: Entwicklung des Magerarten-Index (links) und des Nährstoffzeiger-Index (rechts) bei den Mähtypen J (Julischnitt), A (alternierend) und S (Septemberschnitt, Kontrolle). Mittelwert und Standardfehler, n = 6-7 pro Mähtyp und Jahr.

Bei den Punkten 2006 und 2012 ist angegeben, ob die Zu-/Abnahme gegenüber dem Startjahr 1997 signifikant ist: Wilcoxon-Test, \*\* = P<0,01, \* = P<0,05, ° = P<0,1, ns = nicht signifikant.

Die Tabellen testen Paarvergleiche anhand der Differenz zum Startwert von 1997 (Signifikanz gem. U-Test, einseitig).

### 3.3.3 Hechtblaue Brombeere

Die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) wuchs in 19 von 21 Dauerflächen. In fünf Flächensets war die Art bei allen drei Mähtypen präsent, in zwei Flächensets nur bei zwei Mähtypen (davon eine Einwanderung im Jahr 2012 bei Septemberschnitt). Die Deckung der Brombeere betrug meistens 1-5%, doch es fanden sich auch Deckungswerte von über 50% (Deckungsklasse 8).

Das Fortführen des bisherigen Septemberschnitts (Kontrolle) führte zu keiner nachweisbaren Veränderung der Deckungswerte (Abbildung 7). Bei den beiden Frühschnittvarianten dagegen nahmen die Werte im Verlaufe des Versuchs ab, statistisch signifikant ab dem vierten Versuchsjahr 2000.

Auch im direkten Paarvergleich unterschieden sich die Frühschnitte ab dem vierten Versuchsjahr 2000 von den Kontrollflächen und führten gegenüber dem Septemberschnitt zu einer signifikanten Deckungsabnahme (Abbildung 7, tabellierte Werte). Zwischen den beiden Frühschnittvarianten Julischnitt und alternierendem Schnitt liess sich jedoch kein Unterschied ausmachen. Zur Schwächung der Hechtblauen Brombeere war es gleichwertig, ob der zusätzliche Julischnitt jährlich oder nur in jedem zweiten Jahr stattfand.

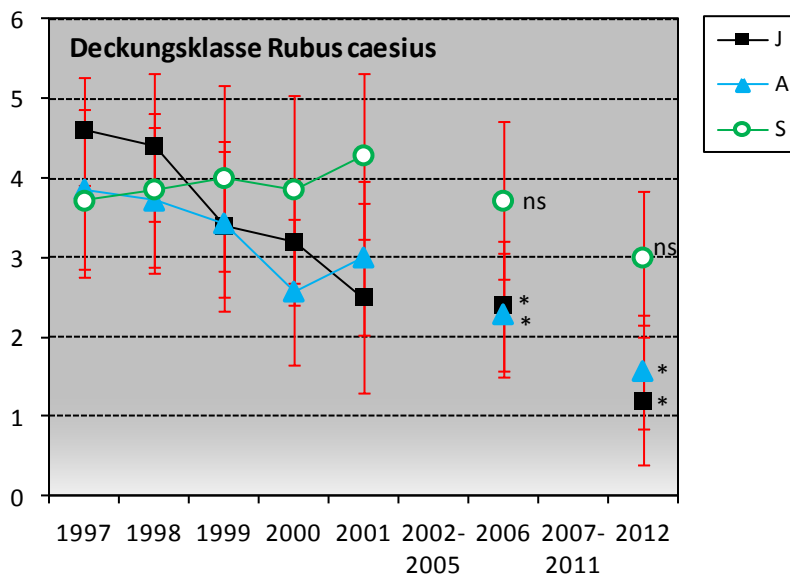


Abbildung 7: Entwicklung der Deckungsklasse der Hechtblauen Brombeere (*Rubus caesius*) bei den Mähtypen J (Julischnitt), A (alternierend), S (Septemberschnitt, Kontrolle). Mittelwert und Standardfehler, n = 6-7 pro Mähtyp und Jahr. Die Deckungsklassen entsprechen folgenden mittleren Deckungen: 2 → 0,1%, 3 → 1,75%, 4 → 3,75%, 5 → 10%, 6 → 20%. Bei den Punkten 2006 und 2012 ist angegeben, ob die Abnahme gegenüber dem Startjahr 1997 signifikant ist: Wilcoxon-Test, \* = P < 0,05, ns = nicht signifikant.

Die Tabelle testet Paarvergleiche anhand der Differenz zum Startwert von 1997 (Signifikanz gem. U-Test, einseitig).

	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006	d2012
S – J	ns	<0,05	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05
S – A	<0,1	<0,1	<0,05	<0,01	<0,05	<0,1
A – J	ns	ns	ns	ns	ns	ns

### 3.4 Wirkung auf die 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 8 zeigt. Im Set Nr. 7 wuchs in zwei Dauerflächen kein Schilf, deshalb wurde das Set von den weiteren Auswertungen ausgenommen.

Bei den übrigen Sets zeigte die lückenlose Datenreihe 1997-2001, dass die Verschilfung von Jahr zu Jahr markant schwankte. Dies geht nur teilweise auf effektive Jahresschwankungen zurück, denn die Messung erfolgte Ende Juni und damit zu einem Zeitpunkt im Jahr, wo das Längenwachstum je nach Jahreswitterung unterschiedlich fortgeschritten, sicher aber noch nicht abgeschlossen ist. Die absoluten Werte der Verschilfung und ihre Veränderung von Jahr zu Jahr sind daher nicht sehr aussagekräftig. Wichtig ist hauptsächlich der Vergleich zwischen den Mähtypen.

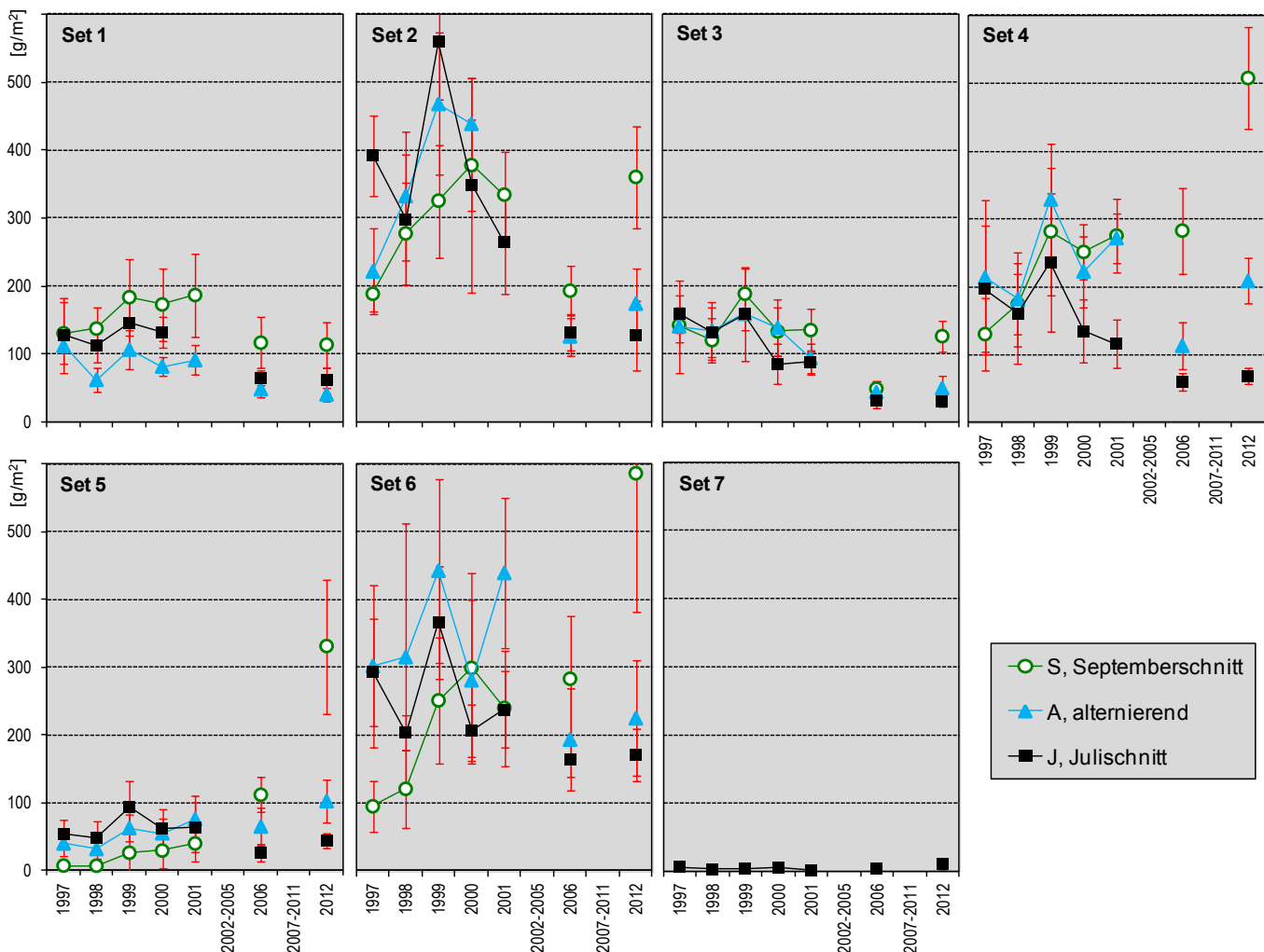


Abbildung 8: Oberirdische Biomasse von Schilf Ende Juni ( $\text{g/m}^2$ , mit Modell näherungsweise ermittelt) in sieben Flächensets à je drei Mähtypen. Mittelwerte aus sechs  $1 \text{ m}^2$ -Plots pro Dauerfläche. Die Standardabweichungen illustrieren die kleinräumige Variabilität innerhalb der jeweiligen Dauerfläche.

Trotz dieser Vorbehalte zur absoluten Grösse der Jahreswerte sollen anhand von Abbildung 9 einige Aussagen gemacht werden:

- Die Kontrollflächen starteten mit einer oberirdischen Schilfbiomasse von  $115 \text{ g/m}^2$  und stiegen innerhalb von 16 Jahren fast auf das Dreifache an.
- Die alternierend gemähten Flächen starteten mit einem höheren Wert ( $171 \text{ g/m}^2$ ) und lagen nach 16 Jahren rund 20% tiefer.
- Die Julischnittflächen starteten noch höher ( $203 \text{ g/m}^2$ ) und lagen nach 16 Jahren rund 60% tiefer.

Zusammenfassend nahm die Verschilfung auf den Kontrollflächen weiter zu, vor allem bedingt durch die zunehmende Halmdichte (Daten nicht dargestellt). Mit den Frühschnitten konnte die Verschilfung reduziert werden, da vor allem die Halmlänge zurückging, teilweise auch die Halmdichte (Daten nicht dargestellt).

Im direkten Paarvergleich der Mähtypen entwickelte sich die Verschilfung bei Julischnitt bereits im zweiten Jahr signifikant besser als auf den Kontrollflächen, was sich in allen Untersuchungsjahren bestätigte (tabellierte Werte in Abbildung 9). Bei alternierendem Schnitt war die Entwicklung vergleichbar, aber erst ab dem 4. Versuchsjahr (2000) dauerhaft signifikant.

Ebenfalls ab dem Jahr 2000 unterschieden sich die beiden Frühschnitte signifikant voneinander, indem der Julischnitt eine stärkere Abnahme der Verschilfung bewirkte. Im Jahr 2012 hatte die Verschilfung bei Julischnitt um  $120 \text{ g/m}^2$  abgenommen, bei alternierendem Schnitt um  $38 \text{ g/m}^2$ .

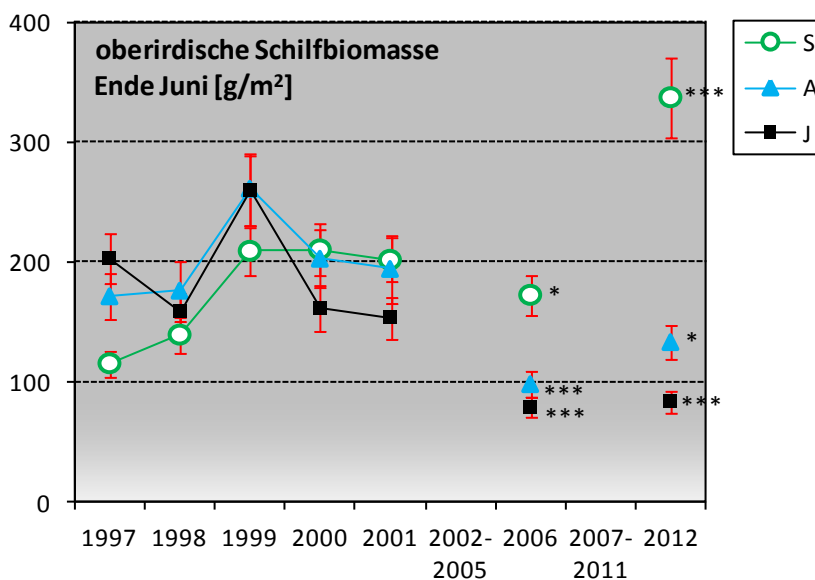


Abbildung 9: Entwicklung der Verschilfung – ausgedrückt als oberirdische Biomasse von Schilf Ende Juni (mit Modell näherungsweise ermittelt) – bei den Mähtypen J (Julischnitt), A (alternierend), S (Septemberschnitt, Kontrolle). Mittelwerte und Standardfehler,  $n = 30-36$  pro Mähtyp und Jahr. Die Werte des Sets Nr. 7 sind mangels Verschilfung nicht einbezogen. Bei den Punkten 2006 und 2012 ist angegeben, ob die Zu-/Abnahme gegenüber dem Startjahr 1997 signifikant ist: Wilcoxon-Test, \*\*\* =  $P < 0,001$ , \* =  $P < 0,05$ .

	d1998	d1999	d2000	d2001	d2006	d2012
S – J	<0,001	<0,05	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
S – A	<0,05	ns	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001
A – J	<0,01	ns	<0,001	<0,001	<0,05	<0,01

Die Tabelle testet Paarvergleiche anhand der Differenz zum Startwert von 1997 (Signifikanz gem. U-Test, einseitig).

### 3.5 Vergleich von Artenzahl und Verschilfung

Die Abbildung 10 illustriert für die Zeitspanne 1997-2012, wie häufig Zu- und Abnahmen von Artenzahl und Schilfbiomasse bei den jeweiligen Mähtypen waren:

- In den Kontrollflächen (Septemberschnitt) fällt auf, dass eine Abnahme der Artenzahl auftrat unabhängig davon, wie stark die Verschilfung zunahm. Offenbar war die abnehmende Artenzahl nicht einfach (oder nicht nur) eine Folge der zunehmenden Verschilfung, sondern trat auch als eigenständige Wirkung des Septemberschnitts auf.
- In den Frühschnittflächen (J und A) entwickelte sich die Artenzahl mehrheitlich positiv oder wenig negativ, bei gleichzeitig tendenzieller Abnahme der Verschilfung. Ein Zusammenhang zwischen den beiden Achsen lässt sich nicht erkennen.
- Als Ausreißer der Frühschnittflächen fällt eine Julschnittfläche auf, bei welcher die starke Abnahme der Schilfbiomasse mit einem deutlichen Artenrückgang einherging. Es handelt sich um die Julschnittfläche im Set Nr. 2, welche mit den Jahren zusehends vernässte und im Jahr 2012 innerhalb der Dauerfläche eine Radspur aufwies. Der Rückgang von Artenzahl und Verschilfung ist wohl auf diese Vernässung und die unbewachsene Radspur zurückzuführen. Die Vernässung besteht seit dem versuchsweise erhöhten Grundwasserspiegel 1997-2001: damals wurde die Fläche zur Bewirtschaftung unter nassen Bedingungen befahren, und die Vernässung konnte sich seither nicht normalisieren.

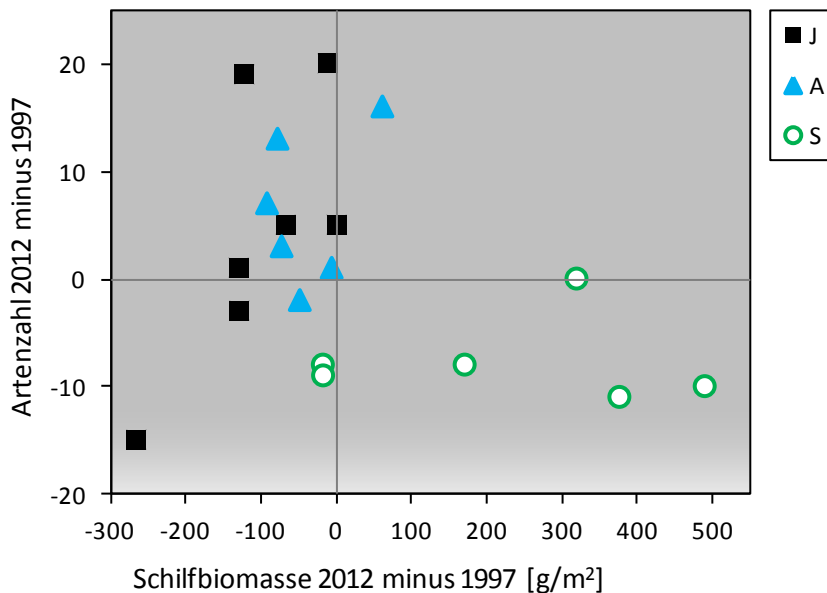


Abbildung 10: Änderung der Artenzahl der Vegetation (Arten auf  $6 \text{ m}^2$ ) in Abhängigkeit der Änderung der Schilfbiomasse ( $\text{g/m}^2$ ), jeweils ausgedrückt als Differenz der Jahreswerte 2012 minus 1997. Die Punkte sind markiert mit den Mähtypen J (Julschnitt), A (alternierend), S (Septemberschnitt, Kontrolle).  $n = 6-7$  pro Mähtyp.

## 4. Diskussion

### 4.1 Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen waren Bestandteil der Untersuchung, da man allfällige negative Auswirkungen der Frührschnitte auf die Artenvielfalt und -garnitur befürchtete und genauer untersuchen wollte. Der Frührschnitt brachte aber keine Beeinträchtigung, sondern hatte vielmehr positive Wirkungen: Die Artenzahl nahm bei beiden Frührschnittvarianten in gleicher Weise zu. Der Julischnitt und der alternierende Schnitt waren auch in vier Detailaspekten gleichwertig: die vorkommenden Arten der Roten Liste wurden gefördert, Arten von mageren Standorten profitierten, Nährstoffzeiger und die Hechtblaue Brombeere wurden geschwächt

Die Frührschnitte schnitten damit in allen Punkten positiver ab als die Kontrollflächen mit Septemberschnitt. Als neues Ergebnis des 16. Versuchsjahres führte der Septemberschnitt sogar zu einer Abnahme der Artenzahl, und die Vegetation der Kontrollflächen entfernte sich zunehmend von der Startvegetation und zeigte eine gerichtete Entwicklung. Im 10. Versuchsjahr war noch kein Hinweis auf eine abnehmende Artenzahl zu finden gewesen, und die Vegetationsänderungen waren noch als Zufallsprozesse interpretiert worden (WEBER 2008).

Der klare Effekt der Artenzahl steht im Gegensatz zu Untersuchungen von GÜSEWELL (2003a), wo zusätzliche Junischnitte zwar die Artenzahl im dritten und fünften Jahr zu erhöhen schienen, im siebten Jahr jedoch kein Unterschied mehr zwischen den Mähotypen 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. Im Spitzmäder mit 16 Jahren Versuchsdauer könnte es also sein, dass nun eine maximale Artenvielfalt erreicht ist und die Artenzahl in den nächsten 10 Jahren zum Wert der Kontrollflächen zurückgeht.

Auch wenn die Artenzahl der Frührschnittflächen in den nächsten 10 Jahren wieder zurückgehen sollte, ist zu bedenken, dass die Kontrollflächen ihrerseits im Verlauf des Versuchs nicht stabil blieben, sondern sich verschlechterten. Auch ohne die Sicherheit einer 25jährigen Datenreihe müssen die Frührschnitte daher dem Septemberschnitt vorgezogen werden.

Damit die Pflanzen zumindest in jedem zweiten Jahr fruchten können, ist der alternierende Schnitt dem jährlichen Julischnitt vorzuziehen, da die positive Wirkung auf die Vegetation vergleichbar war. Für einen alternierenden Schnitt spricht zudem der Eindruck im Feld, dass bei jährlichem Julischnitt immer weniger Biomasse zu mähen war, deren Ertrag in immer schlechterem Verhältnis zum Aufwand stand.

Die Mähversuche brachten auch Erkenntnisse für Massnahmen gegen die weitere Ausbreitung der Spätblühenden Goldrute (*Solidago gigantea*), einem invasiven Neophyten: Beim Septemberschnitt wanderte die Art in vier von sieben Versuchsflächen ein, beim alternierenden Schnitt immerhin in zwei und beim Julischnitt in einer Fläche. Bei Septemberschnitt kann sich die Goldrute ungehindert ausbreiten und führt so zur Verarmung der Vegetation.



Abbildung 11: Verschilfung und Wüchsigkeit der Streue im Flächenset Nr. 3 am 26.6.2012, illustriert durch den horizontalen Blick auf 100 cm Höhe in die Dauerflächen: Septemberschnitt (links), alternierender Schnitt (Mitte) und Julischnitt (rechts).

## 4.2 Verschilfung

Die Verschilfungsmessung von 2012 bestätigte die Erkenntnisse von 2006, überraschte aber durch eine unerwartete, hoch signifikante Zunahme der Schilfbiomasse in den Kontrollflächen. STAUB & GÜSEWELL (1998) vermuten, dass eine mässige Schilfdichte unter ca. 200 g/m<sup>2</sup> auf die anderen Arten keine bedeutenden Auswirkungen zu haben scheint, auch dann nicht, wenn der Schilf die Vegetation im späteren Sommer offensichtlich dominiert. In den Kontrollflächen des Spitzmäders erreichte die mittlere, geschätzte oberirdische Schilfbiomasse 2012 jedoch einen Wert von 337 g/m<sup>2</sup> und damit eine problematische Grösse.

Die Frühschnittflächen hatten bei Versuchsbeginn mittlere Schilfdichten um den kritischen Wert von 200 g/m<sup>2</sup>. Innerhalb von 16 Jahren konnte ihre Schilfdichte in eine Grössenordnung von 100 g/m<sup>2</sup> reduziert werden, was als akzeptable Verschilfung gelten darf.

Die negative Entwicklung der Kontrollflächen verdeutlicht, wie notwendig die Mähversuche für den Spitzmäder waren. Wenn man immer noch im ganzen Spitzmäder erst im September mähen würde, würde das Naturschutzgebiet heute wohl einem wogenden Schilffeld gleichen.

Wie bereits in WEBER (2008) ausgeführt, überraschte im gesamten Versuch die deutliche Wirkung der Frühschnitte bereits im zweiten Jahr, das heisst direkt nach der ersten Anwen-

dung 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).

GÜSEWELL et al. (2000) und GÜSEWELL (2003b) zeigten, dass bei jährlichem Juni-Zusatzschnitt 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 die Reserven im Schilfrhizom und schwächte über die Jahre 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). Der Rückgang der stehenden Biomasse war optisch auch im Spitzmäder zu erkennen (Abbildung 11). Ab dem fünften Versuchsjahr war die Vegetation bei Julischnitt des ersten wie des zweiten Aufwuchses nur noch wenig dicht und hoch; auf den alternierend gemähten Flächen war dies weniger ausgeprägt der Fall.



## 5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Rahmen der Mähversuche im Spitzmäder zeigten beide Frühschnittvarianten innert 16 Jahren eine gleichwertig positive Wirkung auf die Vegetation. Die Verschilfung wurde durch Julischnitt am stärksten eingedämmt, doch auch der alternierende Schnitt führte zu einer Reduktion der Verschilfung in einen akzeptablen Bereich.

**Da die beiden Frühschnittvarianten eine fast übereinstimmend positive Wirkung zeigten und der Streueertrag bei Julischnitt nach 16 Versuchsjahren nur noch sehr gering war, wird für den Spitzmäder ein alternierender Schnitt empfohlen.** Dieser Mähtyp hat den Vorteil, dass die Streupflanzen zumindest in jedem zweiten Jahr fruchten können.

Die Kontrollflächen (Septemberschnitt) entwickelten sich in Vegetation und Verschilfung negativ. Aus heutiger Sicht war es 1997 ein richtiger Entscheid, 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 Fauna mutmasslich bessere Bedingungen bietet (Titelbild) als ein grossflächig gleichförmiger Schnitt. Neben dieser Überlegung bestehen jedoch keine Grundlagen, um die Auswirkungen des Frühschnitts auf die Fauna zu beurteilen. Sicher ist jedoch, dass eine starke Verschilfung, wie sie auf den Kontrollflächen auftrat, aus faunistischer Sicht nicht befriedigt.

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 alleine 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 ungemäht 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 (GIGON et al. 2010). Es ist daher verstärkt darauf zu achten, 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.

Grundsätzlich eignet sich auch eine extensive Beweidung mit angepassten Viehrassen zur Reduktion des Schilfanteils (SCHMID 2003). Einige Überlegungen dazu finden sich in WEBER (2008), für den Spitzmäder ist die Beweidung jedoch keine Option.

Eine Weiterführung der Mähversuche lässt im Spitzmäder keine neuen Erkenntnisse erwarten. Die Mähversuche sollen abgebrochen werden.

**Die Dauerflächen sollen aber weiterhin genutzt werden, nämlich im Sinne eines Monitorings für den gesamten Spitzmäder. Alle Versuchsflächen sollen ab 2014 einheitlich mit alternierendem Schnitt gepflegt werden, und ihre Entwicklung ist nach ca. 6 Jahren, also etwa 2018, erneut zu untersuchen.**

## 6. Literatur

- 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, Kapitel 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.
- GIGON, A., ROCKER, S. & WALTER, T. (2010): Praxisorientierte Empfehlungen für die Erhaltung der Insekten- und Pflanzenvielfalt mit Ried-Rotationsbrachen. – ART-Bericht 721. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon. 13 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., HUGENBLOCHER, 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.
- KLAUS, G. (Red.) (2007): Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz. Umwelt-Zustand Nr. 0730. Bundesamt für Umwelt, Bern. 97 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.
- 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. & HUGENBLOCHER, 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.
- STAUB, R. & GÜSEWELL, S. (1998): Bedeutung und Pflege des Schilfs. – Handbuch Moorschutz in der Schweiz, Band 1, Kapitel 3.3.3, S. 1-11. BUWAL, Bern.
- WEBER, U. (2004): Massnahmen gegen die Verschilfung im Flachmoor Spitzmäder (Oberriet SG). – Ber. St.Gall. Natw. Ges. 90, 175-200.
- WEBER, U. (2008): Zehn Jahre Mähversuche gegen die Verschilfung. – Ber. St.Gall. Natw. Ges. 91, 213-228.
- WINTELER, M. (2001): Ried-Rotationsbrache am Greifensee: botanische und naturschützerische Bewertung nach 14 Jahren Bewirtschaftung. – Diplomarbeit, Geobot. Inst. ETH, Zürich. 79 S.