

Erfolgreicher Moorschutz braucht sowohl sorgfältige Pflege als auch regelmässiges Monitoring: Fallbeispiel Boniswiler-Ried 1976–2010

Bertil O. Krüsi und Markus Müller (Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil, Schweiz)

Zusammenfassung

Obwohl die Moore in der Schweiz seit längerem gesetzlich geschützt sind, schreitet die Degradation dieser wertvollen Ökosysteme weiter voran, meist ausgelöst durch Abtrocknung, Nährstoffeintrag oder mangelnde Pflege. Im Boniswiler-Ried, dem grössten Flachmoor im Kanton Aargau, wurde die Vegetation in den Jahren 1976, 1986 und 2010 kartiert mit dem Ziel, den Zustand des Riedes und den Erfolg der Pflegemassnahmen zu überwachen. Die 1976 als Hauptproblem identifizierte massive Verbuschung, war durch die konsequente Pflege bereits 1986 wirksam entschärft. Trotz sorgfältiger Pflege hat sich die Vegetation zwischen 1976 und 2010 auf mehr als zwei Dritteln (71%) des Riedes verändert, insbesondere wurde eine massive flächenmässige Ausbreitung der nicht-bultigen Grosseggengerieder (*Magnocaricion*, Einheit 3b, +200%) und damit verbunden auch ein grosser Rückgang der Kleinseggen-Reinbestände (*Caricion davallianae* –75%) festgestellt. Der Grund für diese im gesamtschweizerischen Vergleich untypische Ausbreitung der Grosseggengerieder ist wahrscheinlich eine schleichende Erhöhung des Grundwasserstandes. Da die Verdrängung der Kleinseggen durch Grosseggengerieder allein mit mechanischen Pflegemassnahmen kaum rückgängig gemacht werden kann, wäre eine genauere Untersuchung der hydrologischen Situation im Ried sinnvoll. Das Beispiel Boniswiler-Ried zeigt, dass auch aufwändig gepflegte Flachmoore längerfristig alles andere als stabil sind und dass unerwünschte Veränderungen nur mit einem regelmässigen Monitoring erkannt werden können.

Successful fen preservation requires both careful management and regular monitoring: a case study from the Swiss Plateau (Boniswiler-Ried) 1976–2010

In Switzerland, wetlands have been well protected by law for many years. Nevertheless, many fens and mires are still threatened by slow degradation due to desiccation, eutrophication, or inappropriate management. In the Boniswiler-Ried, the largest fen in the Canton of Argovie, the vegetation has been mapped in 1976, 1986 and 2010. In 1976, the encroachment of shrubs and trees was considered to be the chief problem. Thanks to appropriate management, this problem has been solved already by 1986. Despite careful management, however, substantial changes in the fen vegetation were observed on more than two thirds (71%) of the protected area between 1976 and 2010. Most conspicuous were the substantial expansion of tussock-free tall sedge communities (*Magnocaricion*, unit 3b, +200%) and the massive loss of pure stands of the particularly valuable small sedge communities (*Caricion davallianae*, –75%). The reason for the in Switzerland unusual spreading of tall sedge communities may be a slowly increasing groundwater level. Because it is unlikely that the observed spreading of tall sedges can be reversed by purely mechanical means, a more detailed investigation of the hydrological situation is suggested. The present case study illustrates that even carefully managed wetlands may remain highly dynamic and that undesired changes can only be recognized in time if the area is monitored at regular intervals.

Schlagwörter: Feuchtgebietsschutz – Vegetationskartierung – Feuchtgebietspflege – *Caricion davallianae* – *Magnocaricion* – Transitionsmatrix
Key words: wetland conservation – vegetation mapping – fen-management – *Caricion davallianae* – *Magnocaricion* – transition matrix

1 EINLEITUNG

Verschiedene schweizweit durchgeführte Studien (z.B. KLAUS, 2007; GRAF et al., 2010) kommen zum Schluss, dass die Degradation der Schweizer Moore trotz gesetzlicher Grundlagen auch in den letzten Jahren weiter vorangeschritten ist. KLAUS (2007) beschreibt anhand einer für die Schweiz repräsentativen Stichprobe, dass viele Moore innerhalb der letzten zehn Jahre trockener, torfärmer und nährstoffreicher geworden sind sowie einen erhöhten Anteil Gehölze aufweisen, was die moortypische Vegetation gefährdet. GRAF et al. (2010) kamen zum Schluss, dass bei den von ihnen untersuchten Flächen die Flachmoore deutlich häufiger von Veränderungen betroffen waren als die Hochmoore. Sowohl GRAF et al. (2010) als auch BOLLENS et al. (2001) führten die beobachteten Veränderungen der Vegetation auf die Austrocknung der Moore und den mindestens zum Teil damit verbundenen Anstieg des Nährstoffgehaltes zurück. Weiter konnten GRAF et al. (2010) aufzeigen, dass ökologische Veränderungen von Mooren gut durch vegetationskundliche Methoden erfasst werden können. Sie weisen aber auch darauf hin, dass bei pflanzensoziologischen Kartierungen immer mit einer gewissen Unschärfe bei der Ansprache und Abgrenzung der Einheiten zu rechnen ist, insbesondere im Fall von Übergängen oder Mosaiken. Dazu kommt, dass sich die Grenzen zwischen Vegetationseinheiten auch kurzfristig relativ markant verschieben können, beispielsweise als Folge der Vorjahres-Witterung (z.B. KLÖTZLI & ZIELINSKA, 1996 bzw. KLÖTZLI, 1997).

Das am nordöstlichen Ufer des Hallwilersees (AG) gelegene, rund 50ha grosse Boniswiler-Ried (Abb. 1) gehört zu den Flachmooren von nationaler Bedeutung (BUWAL, 1994). In den Jahren 1976, 1986 sowie 2010 wurde das Boniswiler-Ried vegetationskundlich untersucht (WILDI, 1976; LEUPI, 1986; MÜLLER & KRÜSI, 2010). Dabei stellte sich heraus, dass sich die Vegetation auf rund zwei Dritteln der offenen Fläche des Riedes seit 1976 verändert hat. Insbesondere haben sich die Grossegggenrieder (*Magnocaricion*) stark ausgebreitet und die Kleinseggenrieder (*Caricion davallianae*) sind stark zurückgegangen. Als mögliche Ursache für diese Veränderung vermuteten MÜLLER & KRÜSI (2010) eine Veränderung des Wasserhaushaltes, beziehungsweise des Nährstoffhaushaltes im Ried.

Ziel der vorliegenden Arbeit war, die aufgrund der drei vorliegenden Vegetationskartierungen ersichtlichen Veränderungen der verschiedenen Vegetationseinheiten im

Detail zu analysieren und zu quantifizieren. Dabei stand die Klärung folgender Aspekte im Zentrum:

- Haben die Grossegggenrieder (*Magnocaricion*) einige spezifische Vegetationseinheiten verdrängt oder erfolgte ihre Ausdehnung eher unselektiv?
- Sind an einigen Stellen auch Grossegggenrieder durch andere Pflanzengesellschaften verdrängt worden und, falls ja, durch welche?
- Durch welche Vegetationseinheiten sind die natur-schützerisch besonders wertvollen Davallseggenrieder (*Caricetum davallianae*) verdrängt worden?
- Stützt oder schwächt die Detailanalyse die von MÜLLER & KRÜSI (2010) vermuteten Ursachen für die beobachteten Veränderungen? Gibt es andere mögliche ökologische Erklärungen?
- Gibt es weitere für den Naturschutz relevante Entwicklungen (Binsen, Hochstauden, Gehölze)?
- Welche Schlüsse lassen sich aus der Detailanalyse für die künftige Pflege des Gebietes ziehen?

2 MATERIAL & METHODEN

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Boniswiler-Ried liegt am nördlichen Ende des Hallwilersees und wird vom dort abfliessenden Aabach entwässert (Abb. 1). Nach HÄRRI (1925) wurde der See im 14. Jahrhundert das erste Mal beim Schloss Hallwil gestaut und reguliert. Seit 2009 wird der Seepegel durch eine beim Schloss Hallwil gelegene, computergesteuerte Wehranlage geregelt. Dies dient dem Hochwasserschutz sowie der Sicherstellung des Schifffahrtsbetriebes. Der Nordteil des Riedes ist geprägt von weiten, parkartigen Landschaften, wie sie heute im Mittelland nur noch selten anzutreffen sind. Der südliche, schmalere Teil hingegen ist durch verschiedene Gehölzelemente kleinräumig parzelliert und vielfach von der Landseite her kaum einsehbar. Die Böden des Riedes bestehen meist aus einer mehrere Dezimeter mächtigen Torfschicht, welche im Allgemeinen basisch ist (WILDI, 1976).

2.2 Historische Entwicklung des Riedes

Die Geschichte der Bewirtschaftung des Boniswiler-Riedes kann bis in die 30er Jahre des 20. Jahrhunderts zurückverfolgt werden. Nach HALLWYLER (2011) liegen aus dieser Zeit noch Zeitungsberichte vor, die aufzeigen, dass zu dieser Zeit die Parzellen jedes Jahr einzeln zur Nutzung versteigert wurden. So konnte jeder Landwirt individuell nach seinen Bedürfnissen entscheiden, ob und wie viel Riedland



Abb. 1. Karte des Boniswiler-Riedes 1:25000 Die ausgezogene Linie entspricht der ungefähren Lage des Untersuchungsgebietes, die gestrichelten Linien grenzen die beiden Hauptveränderungsräume ein (1 = Bereich östlich des Aabachs, 2 = südlicher Teil des Obermooses) (reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopografie vom 11.7.2011 BA110396).

Fig. 1. Map of the study area Boniswiler-Ried 1: 25'000. The solid line delineates the area studied, the dashed lines the two areas where the vegetation changes between 1976 and 2010 were most marked: 1 = east of the Aabach-brook, 2 = southern part of the Obermoos.

er nutzen wollte. Dieses System führte dazu, dass das Ried in diesen Jahren sehr gut gepflegt worden ist. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde die Nachfrage nach der Streu aus dem Ried geringer. Dies hatte zur Folge, dass immer weniger Parzellen ersteigert wurden und langsam eine Verschilfung und Verbuschung des Riedes einsetzte (HALLWYLER, 2011). Gemäss KLÖTZLI (2011) war der nördliche Teil des Boniswiler-Riedes, insbesondere im Bereich des naturschützerisch sehr wertvollen Seggen-Schwarzerlenbruchwaldes «Risle» (*Carici elongatae-Aletum glutinosae*), bereits 1960 stark verschilft. Eine Luftaufnahme des nördlichen Teils des Riedes, welche ca. aus dem Jahre 1925 stammt (HÄRRI, 1925, Abb. 2), zeigt, dass zu dieser Zeit das Ried nur einige Einzelbäume oder Gebüschgruppen aufwies, lediglich der östliche Teil (der zu dieser Zeit



Abb. 2. Luftaufnahme des nördlichen Teils des Boniswiler-Riedes mit der noch unbewaldeten «Risle»-Halbinsel (aus HÄRRI, 1925).

Fig. 2. Aerial photo showing the northern part of the Boniswiler-Ried, with the largely tree-free peninsula «Risle» (from HÄRRI, 1925).

noch unbewaldeten) Risle, wies Verbuschungstendenzen auf. Gut ersichtlich sind auf diesem Bild auch die zur Entwässerung erstellten Drainagegräben. Bereits 1920 wurde die Risle für 20 Jahre zum Totalreservat erklärt, um «alle zum Schutze der Tier- und Pflanzenwelt notwendig erscheinenden Massregeln ergreifen zu dürfen» (HÄRRI, 1925). Im Jahre 1927 wurde zwischen der ALA (Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz) und der Ortsbürgergemeinde Boniswil eine Übereinkunft geschlossen, welche die Pacht von 4.8 ha Riedland durch die ALA regelte (BOSSERT, 1988). In den folgenden Jahren wurden verschiedene Verordnungen zum Schutz des Hallwilersees und seiner Ufer verabschiedet, welche schliesslich im heute gültigen kantonalen Schutzdekret zum Schutze der Hallwilersee-Landschaft vom 13. Mai 1986 einen breit anerkannten Konsens fanden. Dass diese Schutzanstrengungen nötig waren, zeigen Aufzeichnungen von STAUFFER (1969), der schon zu dieser Zeit von einer botanischen Verarmung des Boniswiler-Riedes sprach. Dass die Ausscheidung der Risle als Totalreservat erfolgreich war, zeigt die Bemerkung von WILDI (1976), der den Erlenbruch auf der Risle als absolut einmalig für die Schweiz bezeichnet. Er erwähnt aber auch die stellenweise weit fortgeschrittene Verbuschung im Ried und empfiehlt deren Bekämpfung. Nach seinen Vorschlägen wurde das Ried während mehreren Jahren entbuscht (BOSSERT, 1988). Der Erfolg dieser Aktionen zeigt sich insbesondere in der Arbeit von LEUPI (1986), die nachweist, dass der grösste Teil der ehemals verbuschten Flächen wieder in mähhbares Riedland überführt werden konnte. LEUPI (1986), betonte auch, dass nur eine jährliche Streunutzung

Tab. 1. Die in der Untersuchung vorkommenden Vegetationseinheiten mit wissenschaftlichem und deutschem Namen sowie Zahlen-code. Einheiten mit einem Buchstaben im Zahlencode sind als Untereinheiten zu verstehen.

Tab. 1. Plant communities distinguished with their scientific and German names. Numerical codes followed by a letter represent sub-units.

Kartierungseinheit	Wissenschaftlicher Name (gem. KLÖTZLI 1969 & OBERDORFER 2001).	Deutscher Name
1	Potamogetonetea	Schwimblattgesellschaften
2	Phragmition	Röhrichte, undifferenziert
2a	Phragmitetum	Schilfröhricht
2b	Scirpetum lacustris	Seebinsenröhricht
3	Magnocaricion	Grosseggenrieder (undifferenziert, meist dominiert von Carex elata)
3a	Caricetum elatae	Bultiges Grosseggenried
3b	Magnocaricion (nicht bultig)	nicht bultige Grosseggenrieder, meist von C. acuta & C. acutiformis dominiert
3c	Magnocaricion dominiert von Carex acutiformis	Grosseggenried mit Sumpfschilf
3d	Cladietum marisci	Grosseggenried mit Schneidebinse
3e	Magnocaricion dominiert von Carex lasiocarpa	Grosseggenried mit Behaartfrüchtiger Segge
4	Filipendulion	Hochstaudenfluren, undifferenziert
4a	Filipendulion	Hochstaudenflur dominiert von Filipendula ulmaria
4c	Juncetum subnodulosi ¹	Knotenbinsen-Bestände
5	Caricion davallianae (undifferenziert)	basische und saure Kleinseggenrieder
5a	Caricetum davallianae	Davallseggenried
5b	Schoenetum	Kopfbinsenried
5c	Ranunculo-Caricetum hostianae	Kleinseggenried mit viel Carex flava bzw. Carex hostiana
6	Scheuchzerio-Caricetea fuscae	Übergangsmoore ²
6a	Rhynchosporion albae	Übergangsmoor mit Schnabelbinse
6c	Caricetum rostratae	Torfstich-Verlandungsgesellschaften
8	Stachyo-Molinietum	Pfeifengraswiesen, undifferenziert
8a	Stachyo-Molinietum caricetosum hostianae	Pfeifengraswiese, Kleinseggen-Ausbildung
8c	Stachyo-Molinietum, Reinbestand	Pfeifengraswiese, Molinia-Reinbestand
10	–	Intensiv genutzte Flächen
11	–	Vernässte intensiv genutzte Flächen
G	–	Gehölze

¹ Anders als z.B. SCHUBERT et al. (2009) empfiehlt KLÖTZLI (1969, 2011), Knotenbinsen-Bestände nicht als eigene Assoziation zu behandeln, sondern als Fazies verschiedener anderer Assoziationen. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den Kartierungen von WILDI (1976) und LEUPI (1986), wurde das Juncetum subnodulosi in der vorliegenden Untersuchung aber als separate Kartierungseinheit beibehalten.

² In der neueren Literatur versteht man unter Übergangsmooren mehrheitlich Übergänge zwischen Flach- und Hochmooren. Wird die Weiterentwicklung zum Hochmoor – z.B. in den kontinentalen inneralpinen Trockentälern – durch oberflächliche, sommerliche Austrocknung aber unterbunden, spricht man nicht von Übergangs- sondern von Zwischenmooren.

ein erneutes Verbuschen verhindern kann. Nach der Verabschiedung des Dekretes (1986) wurde die Pflege des Riedes dem Unterhaltungsdienst der Sektion Natur und Landschaft des Kantons Aargau übergeben, der diese Aufgabe auch noch heute erfüllt.

2.3 Auswertung der Vegetationskarten

Die Vegetationskarten von 1976 und 1986 wurden von MARTHALER (2010) mittels ArcMap 9.3.1 von ESRI™ digitalisiert, die Aufnahmen von 2010 durch MÜLLER & KRÜSI

(2010). Ausführliche Angaben zu der Kartiermethode finden sich in MÜLLER & KRÜSI (2010), LEUPI (1986) sowie WILDI (1976). Die Nomenklatur der Vegetationseinheiten richtet sich nach OBERDORFER (2001) und KLÖTZLI (1969). Eine Übersicht über die vorkommenden Vegetationseinheiten, deren Zahlen-codes sowie der wissenschaftlichen und deutschen Namen gibt Tabelle 1. Bei der Farbgebung der Vegetationseinheiten wurde das System von LEUPI (1986) weitestgehend übernommen. Eine Ausnahme bildet der

Umgang mit Mosaiken/Übergängen zwischen zwei Einheiten, welche in den Farben der entsprechenden Vegetationseinheiten schraffiert wurden. Zur besseren Erkennung wurde zudem das Mosaik 5a/5b (Mosaik zweier Gelbtöne) mit schwarzen Punkten versehen. Die Analyse der digitalisierten Vegetationskarten erfolgte ebenfalls mittels Arc-Map 9.3.1. Um die flächenmässige Veränderung der einzelnen Vegetationseinheiten zu bilanzieren, wurden die Schnittmengen von den zu vergleichenden Vegetationskarten gebildet. Somit wurden nur diejenigen Flächen ausgewertet, welche in beiden Kartierungen erfasst wurden. Mit diesem Verfahren wurden die Veränderungen zwischen den einzelnen Kartierungen quantifiziert.

Die so erzeugten Datensätze wurden in Microsoft EXCEL als Transitionsmatrix dargestellt. Für jede Vegetationseinheit wurden so die Veränderungen zwischen zwei Erfassungen bilanziert. Bei diesen Analysen wurden die als Mosaik resp. Übergänge zwischen zwei Einheiten kartierten Flächen als eigenständige Einheiten behandelt, damit auch diejenigen Veränderungen erfasst werden konnten, die solche Mosaik resp. Übergänge betreffen. Einheiten, welche bei keiner Erfassung grösser als 0.1 ha waren, wurden nicht in die Auswertung mit einbezogen. Die Gehölzflächen wurden in dieser Auswertung nicht berücksichtigt, da diese 2010 (MÜLLER & KRÜSI, 2010) nicht detailliert kartiert wurden.

3 RESULTATE

3.1 Die Veränderung in Zahlen

Abb. 3 zeigt die Veränderungen der flächenmässig grössten Vegetationseinheiten zwischen 1976 und 2010. Das nichtbultige *Magnocaricion* (3b) hat sich seit der ersten Kartierung verdreifacht und war 2010 mit einer Gesamtfläche von 7.1 ha die dominanteste Vegetationseinheit. Ebenfalls ein grosser prozentualer Zuwachs (+114%) fand im *Juncetum subnodulosi* (4c) statt, allerdings wies diese Einheit 2010 nur eine Fläche von 0.47 ha auf. Der Zuwachs fand zwischen 1976 und 1986 statt, danach blieb diese Einheit praktisch konstant. Das Mosaik nichtbultiges *Magnocaricion*, von *Caricion lasiocarpa* dominiertes *Magnocaricion* (3b/3e), das von *Carex lasiocarpa* dominiertes *Magnocaricion* (3e) sowie das Mosaik *Magnocaricion/Caricion davallianae* (3/5) verzeichneten alle einen Zuwachs zwischen 19 und 32%. Die grössten prozentualen Verluste fanden im undifferenzierten Kleinseggenried (*Caricion davallianae*, 5) (-100%), im *Schoenetum* (5b) (-98%), im von *Carex*

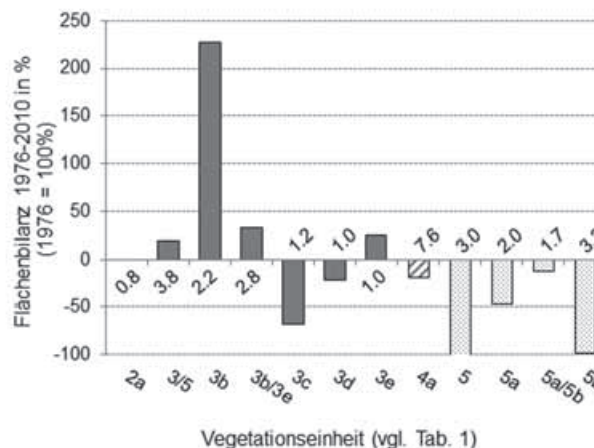


Abb. 3. Flächenbilanz 1976–2010. Prozentuale Veränderung der 1976 flächenmässig wichtigsten Vegetationseinheiten (1976 = 100%). Die kursiven Zahlen entlang der Null-Linie geben für jede Kartierungseinheit die Flächengrösse in Hektaren im Jahr 1976 an. Die Bedeutung der Kartierungseinheiten (2a . . . 5b) ist in Tabelle 1 erklärt.

Fig. 3. Balance of the changes in surface area of the more important plant communities between 1976 and 2010 (1976 = 100%). The numbers in italics along the zero-line correspond to the surface areas in hectares covered by the different mapping units in 1976. The vegetation codes (mapping units 2a . . . 5b) are explained in Table 1.

acutiformis dominierten *Magnocaricion* (3c) (-67%) und im Davallseggenried (*Caricion davallianae*, 5a) (-47%) statt. Die Fläche des *Phragmitetum* (2a) blieb zwischen 1976 und 2010 konstant bei 0.82 ha.

Gesamthaft blieb die untersuchte Offenlandvegetation zwischen 1976 und 1986 auf 17.6 ha (49.6%) unverändert, während sich zwischen 1986 und 2010 14.9 ha (43.6%) nicht veränderten. Über den gesamten Beobachtungszeitraum blieben nur 12.9 ha (37.9%) der gehölzfreien Moorvegetation im Untersuchungsgebiet unverändert.

3.2 Grosseseggenrieder

Bei den Grosseseggenriedern beschränkt sich die detaillierte Auswertung auf die Untereinheit 3b, nichtbultiges *Magnocaricion*, da diese 2010 mit 7.1 ha den grössten Flächenanteil aufwies und auch die grösste prozentuale Veränderung aller Grosseseggeneinheiten erlebte.

Wie aus Abbildung 3 zu entnehmen ist, hat sich die Fläche des nichtbultigen *Magnocaricion* (3b) zwischen 1976 und 2010 von 2.2 ha auf 7.1 ha mehr als verdreifacht. Abbildung 4 zeigt für beide Untersuchungszeiträume (1976–1986 bzw. 1986–2010) die Bilanzen der Veränderungen dieser Einheit. In beiden Untersuchungszeiträumen hat sie sich am meisten auf Kosten des *Filipendulion* (4a) ausgebrei-

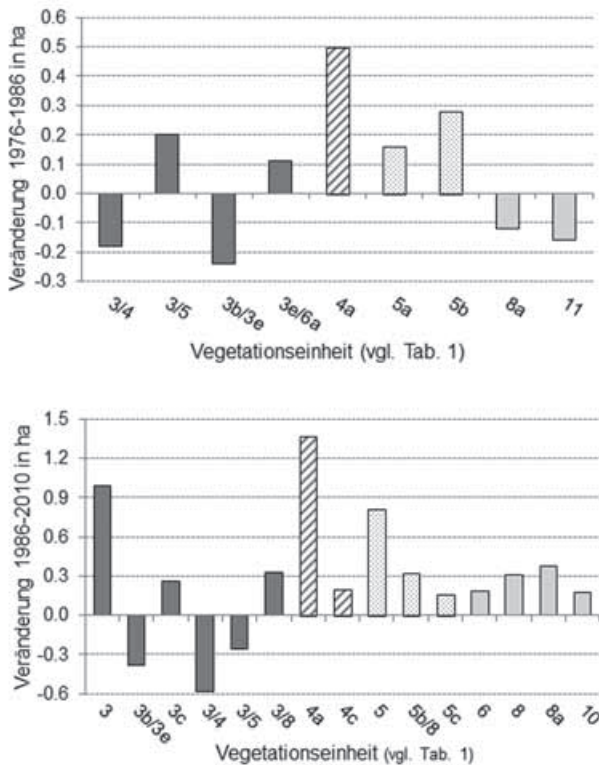


Abb. 4. Veränderungen des nicht-bultigen *Magnocaricion* (3b) zwischen 1976 (2.2 ha) und 1986 (2.7 ha) (oben) bzw. zwischen 1986 und 2010 (7.1 ha) (unten): Schicksal der verschwundenen und Herkunft der neu entstandenen Grosseggenebestände. Positive Werte bedeuten eine Verdrängung dieser Einheit durch das *Magnocaricion*, negative Werte bedeuten, dass die entsprechende Einheit das *Magnocaricion* verdrängt hat. Bedeutung der Einheitscodes vgl. Tab. 1 und Text. Es sind nur Einheiten dargestellt, deren Nettoveränderung im dargestellten Zeitraum > 0.1ha war.

Fig. 4. Net-changes in surface area of tussock-free tall sedge communities (*Magnocaricion*, 3b) between 1976 (2.2 ha) and 1986 (2.7 ha) (top) and 1986 and 2010 (7.1 ha) (bottom), respectively. Fate of the replaced and origin of the newly formed tall sedge communities. Positive values indicate that the respective plant community has been replaced by tussock-free *Magnocaricion*, negative values denote that the tussock-free *Magnocaricion* has been replaced by the respective vegetation unit. The vegetation codes (3/4 . . . 11) are explained in Table 1. Net-changes smaller than 0.1ha are not shown.

tet, wobei der Flächenzuwachs zwischen 1986 – 2010 mit 1.37 ha mehr als doppelt so gross war wie in der vorangehenden Untersuchungsperiode (0.5 ha). Weiter ist ersichtlich, dass sich das nichtbultige *Magnocaricion* sowohl auf Kosten von Kleinseggen-Gesellschaften als auch auf Kosten der Pfeifengraswiesen ausgebreitet hat, wobei letztere in der ersten Untersuchungsperiode auf 0.12 ha die Einheit 3b verdrängten. Lediglich die beiden Mosaik nichtbultiges *Magnocaricion*/*Magnocaricion* dominiert von *Carex*

lasiocarpa (3b/3e) und *Magnocaricion*/*Filipendulion* (3/4) haben sich in beiden Untersuchungsperioden auf ehemaligen Flächen des *Magnocaricion* etablieren können. Zwischen 1986 und 2010 wurde mit 0.8 ha eine grosse Fläche des undifferenzierten *Caricetum davallianae* (5) durch das nichtbultige *Magnocaricion* verdrängt, auf einer deutlich kleineren Fläche (0.26 ha) wurde neu ein Mosaik des nichtbultigen *Magnocaricion* und des undifferenzierten *Caricetum davallianae* erfasst.

3.3 Kleinseggenrieder

Da es sich bei den Kleinseggenriedern um die naturschützerisch wertvollsten Lebensräume des Riedes handelt, werden hier die Veränderungen aller Einheiten dargestellt, der undifferenzierten Einheit 5 (Kleinseggenried, *Caricion davalliana*) sowie deren Untereinheiten 5a (Davallseggenried, *Caricetum davallianae*) und 5b (Kopfbinsenried, *Schoenetum*).

3.3.1 Undifferenzierte Kleinseggenrieder (*Caricion davallianae*, Einheit 5)

Die undifferenzierten Kleinseggenrieder (*Caricion davallianae*) wurden in beiden Untersuchungsperioden verdrängt. Während in der ersten Periode (1976–1986) dafür hauptsächlich Grosseggeneinheiten (Einheiten 3, 3/6c und 3e) und *Molinieten* (Einheit 8a) verantwortlich waren (Abb. 5 oben), so war es in der zweiten Beobachtungsperiode (1986–2010) hauptsächlich das nichtbultige *Magnocaricion* (3b), das die undifferenzierten Kleinseggenrieder (*Caricion davallianae*) verdrängt, oder zumindest ein Mosaik mit dieser Einheit gebildet hat (Abb. 5 unten). 2010 wurden keine undifferenzierten Kleinseggenrieder mehr kartiert, hingegen wurden neue Davallseggenrieder (Einheit 5a) an deren Stelle erfasst (vgl. Kapitel 3.3.2)

3.3.2 Davallseggenrieder (*Caricetum davallianae*, Einheit 5a)

Zwischen 1976 und 1986 verschwanden 1.8 von 2 ha der Davallseggenrieder (*Caricetum davallianae*, 5a), nur 0.15 ha blieben stabil und es kamen keine neuen dazu (Abb. 6 oben). Die grösste Veränderung, der Übergang von 0.74 ha Davallseggenried (5a) in ein Mosaik 5a/5b (*Caricetum davallianae*/*Schoenetum*) muss aus der Sicht des Naturschutzes nicht zwingend als Verlust interpretiert werden. Von 1986 bis 2010 sind in der Bilanz keine Flächen des reinen Davallseggenriedes (*Caricetum davallianae*) verschwunden, sondern – im Gegenteil – neue entstanden (Abb. 6 unten), wobei der grösste Teil jene Flächen betrifft, die 1986 als Mosaik 5a/5b kartiert worden sind. Bei den

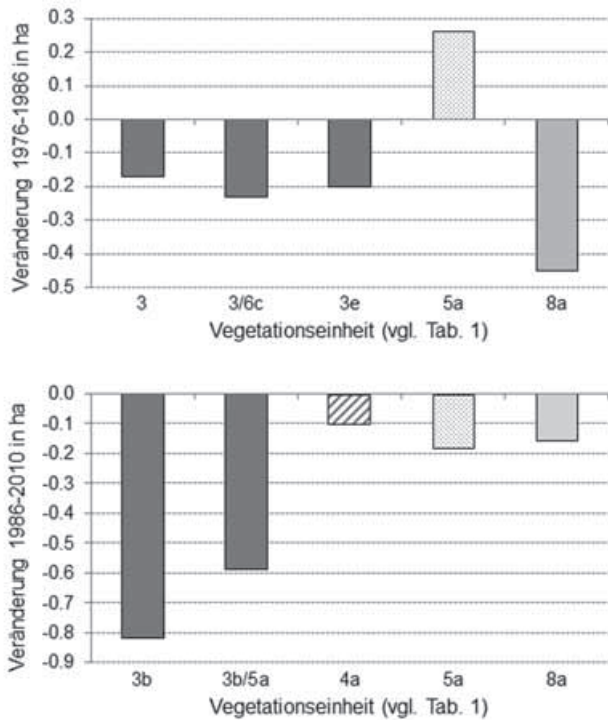


Abb. 5. Veränderungen der undifferenzierten Kleinseggenrieder (*Caricion davalliana*, 5) zwischen 1976 (3.0ha) und 1986 (1.9ha) (oben) bzw. zwischen 1986 und 2010 (0ha) (unten): Schicksal der verschwundenen und Herkunft der neu entstandenen Kleinseggen-Bestände. Für weitere Informationen vgl. Legende von Abb. 4.

Fig. 5. Net-changes in surface area of undifferentiated small-sedge communities (*Caricion davalliana*, 5) between 1976 (3ha) and 1986 (1.9ha) (top) and between 1986 and 2010 (0ha) (bottom), respectively. Fate of the replaced and origin of the newly formed small-sedge communities. For additional information see legend of Fig. 4.

restlichen Flächen, die 2010 neu als Davallseggenried (*Caricetum davalliana*) kartiert worden sind, handelt es sich einmal um eine zuvor als undifferenziertes Kleinseggenried (*Caricion davalliana*, 5) kartierte Fläche und einmal um eine Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum*, 8a).

3.3.3 Kopfbinsenrieder (*Schoenetum*, Einheit 5b)

Zwischen 1976 und 1986 sind 89% der Schoeneten verschwunden. Verdrängt wurden sie vor allem durch *Magnocariceten* (3, 3b), *Filipenduleten* bzw. *Juncus subnodulosus*-Bestände (4, 4c) oder *Molinieten* (8) bzw. durch Mosaik mit den erwähnten Einheiten (Abb. 7). Mit 0.12 ha ist nur ein kleines Kopfbinsenried neu entstanden – aus einem ehemaligen Mosaik aus Gross- und Kleinseggen. Zwischen 1976 und 1986 wurden aber insgesamt 2.79 ha Kopfbinsenrieder von anderen Einheiten verdrängt, was

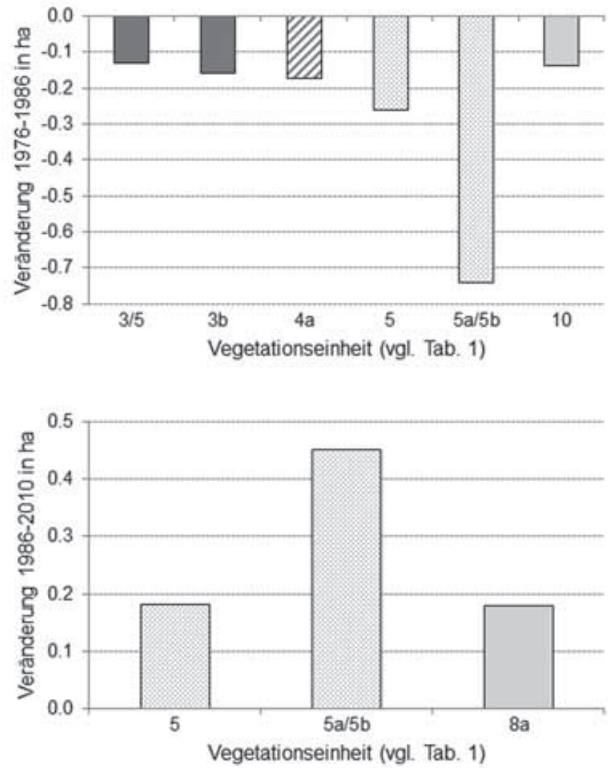


Abb. 6. Veränderungen der Davallseggenrieder (*Caricetum davalliana*, 5a) zwischen 1976 (2.0ha) und 1986 (0.2ha) (oben) bzw. zwischen 1986 und 2010 (1.1 ha) (unten): Schicksal der verschwundenen und Herkunft der neu entstandenen Davallseggen-Bestände. Für weitere Informationen vgl. Legende von Abb. 4.

Fig. 6. Net-changes in surface area of Davall's sedge fens (*Caricetum davalliana*, 5a) between 1976 (2.0ha) and 1986 (0.2ha) and between 1986 and 2010 (1.1 ha) (bottom), respectively. Fate of the replaced and origin of the newly formed Davall's sedge fens. For additional information see legend of Fig. 4.

einem Nettorückgang von 2.67 ha auf bloss noch 0.36 ha entspricht. Der grösste Teil dieser verbleibenden *Schoeneten* (0.26 von 0.36 ha) wurde 2010 neu als Mosaik *Caricetum davalliana*/*Schoenetum* kartiert.

3.4 Hochstaudenrieder

Bei den Hochstaudenriedern wurden die Veränderungen der Untereinheiten 4a (Hochstaudenrieder, dominiert von *Filipendula ulmaria*) und 4c (*Juncetum subnodulosi*) untersucht, nicht aber diejenigen der Einheit 4 (undifferenzierte Hochstaudenrieder), da deren Flächengrösse sehr gering war (max. 0.28 ha).

3.4.1 Hochstaudenrieder

(*Filipendulion*, Einheit 4a)

Die *Filipenduleten* haben zwischen 1976 und 2010 von 7.6 ha auf 6.2 ha abgenommen. Dabei ist jedoch zu beach-

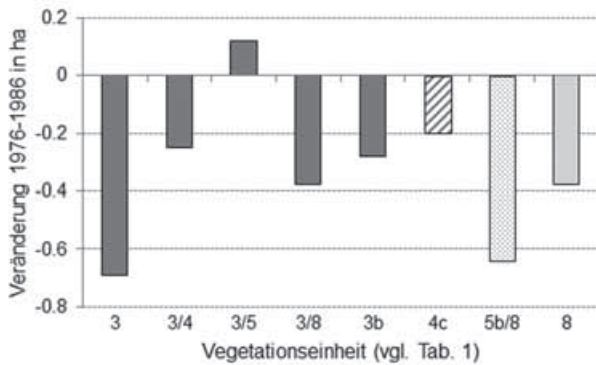


Abb. 7. Veränderungen der Kopfbinsenrieder (*Schoenetum*, 5b) zwischen 1976 (3.2 ha) und 1986 (0.4 ha): Schicksal der verschwundenen und Herkunft der neu entstandenen Kopfbinsen-Bestände. Für weitere Informationen vgl. Legende von Abb. 4.

Fig. 7. Net-changes in surface area of *Schoenetum* (5b) between 1976 (3.2 ha) and 1986 (0.4 ha). Fate of the replaced and origin of the newly formed *Schoenetum*. For additional information see legend of Fig. 4.

ten, dass sich zwischen 1986 und 2010 in einigen Bereichen Gebüsche ausbildeten, welche nicht in die Berechnungen einfließen, da die Gehölzflächen nicht in die Auswertung mit einbezogen wurden. So erklärt es sich, dass im Vergleich 1976–1986 ein Wert von 7.4 ha für 1986 berechnet wurde, im Vergleich 1986 und 2010 ein Wert von 6.8 ha. Wie aus Abbildung 8 (oben) ersichtlich ist, war die Veränderung des *Filipendulions* (4a) zwischen 1976 und 1986 sehr unterschiedlich. Am häufigsten wurden Hochstaudenrieder durch Grosseggenrieder (3, 3b) abgelöst. Neue *Filipendulion*-Bestände entstanden hingegen hauptsächlich aus 1976 bereits verhochstaudeten Davallseggenriedern (4a/5a) und aus Mosaiken von Gross- und Kleinseggen (3/5). Zwischen 1986 und 2010 fand auf 1.37 ha eine Verdrängung der *Filipenduleten* durch nichtbultige Grosseggenrieder (3b) statt, was rund einem Fünftel der gesamten Hochstaudenrieder von 1986 entspricht (Abb. 8 unten). Es fanden noch weitere, flächenmässig geringere Zu- und Abnahmen statt, die jedoch dazu führten, dass der totale Verlust in der Bilanz mit 0.58 ha vergleichsweise gering ausfiel.

3.4.2 Knotenbinsen-Fluren

(*Juncetum subnodulosi*, Einheit 4c)

Die Fläche des *Juncetum subnodulosi* hat zwischen 1976 und 2010 von 0.22 ha auf 0.47 ha zugenommen. 1986 wurden 0.2 ha, die 1976 als *Schoenetum* (5b) kartiert wurden, als *Juncetum subnodulosi* erfasst. Die restlichen Veränderungen in diesem Abschnitt sind nur marginal. Zwischen 1986 und 2010 gingen 0.16 ha der Einheit 4a (*Filipendulion*) in die Einheit 4c über, während 0.25 ha des *Juncetum sub-*

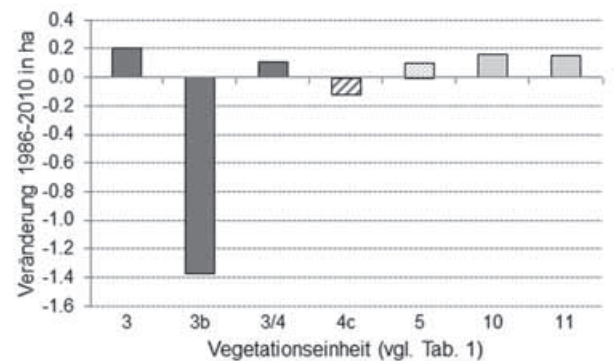
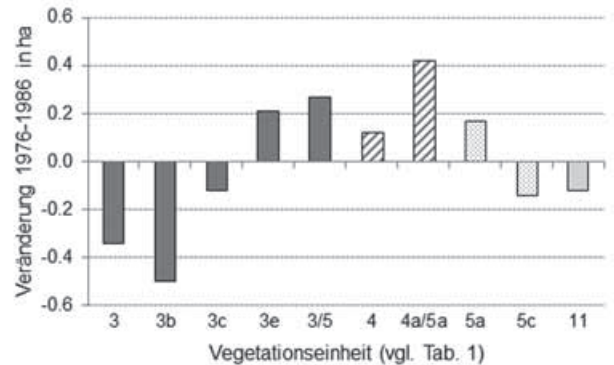


Abb. 8. Veränderungen des *Filipendulions* (4a) zwischen 1976 (7.6 ha) und 1986 (7.4 ha) (oben) und zwischen 1986 und 2010 (6.2 ha) (unten): Schicksal der verschwundenen und Herkunft der neu entstandenen Bestände. Für weitere Informationen vgl. Legende von Abb. 4.

Fig. 8. Net-changes in surface area of *Filipendulion* (4a) between 1976 (7.6 ha) and 1986 (7.4 ha) (top) and between 1986 and 2010 (6.2 ha) (bottom), respectively. Fate of the replaced and origin of the newly formed *Filipendulion*. For additional information see legend of Fig. 4.

nodulosi (4c) von der Einheit 3b (nichtbultiges *Magnocaricion*) verdrängt wurden. 2010 wurden gesamthaft 0.47 ha der Einheit 4c erfasst, was nur ca. 2% der gesamten Fläche des Riedes entspricht.

3.5 Lage der Hauptveränderungsräume

Der Vergleich der drei Vegetationskarten in Abb. 9 erlaubt, jene Gebiete zu identifizieren, in welchen sich die Vegetation zwischen 1976 und 2010 am stärksten verändert hat. Zu den Hauptveränderungsräumen (vgl. Abb. 1) gehören (1) der Bereich östlich des Aabaches und (2) das südliche Obermoos und die Flächen im schmalen Riedstreifen weiter südlich.

1976 lag östlich des Aabaches ein ausgedehntes *Schoenetum* (5b), welches 1986 bereits zu grossen Teilen durch nichtbultige *Magnocariceten* (3b), *Filipenduleten*

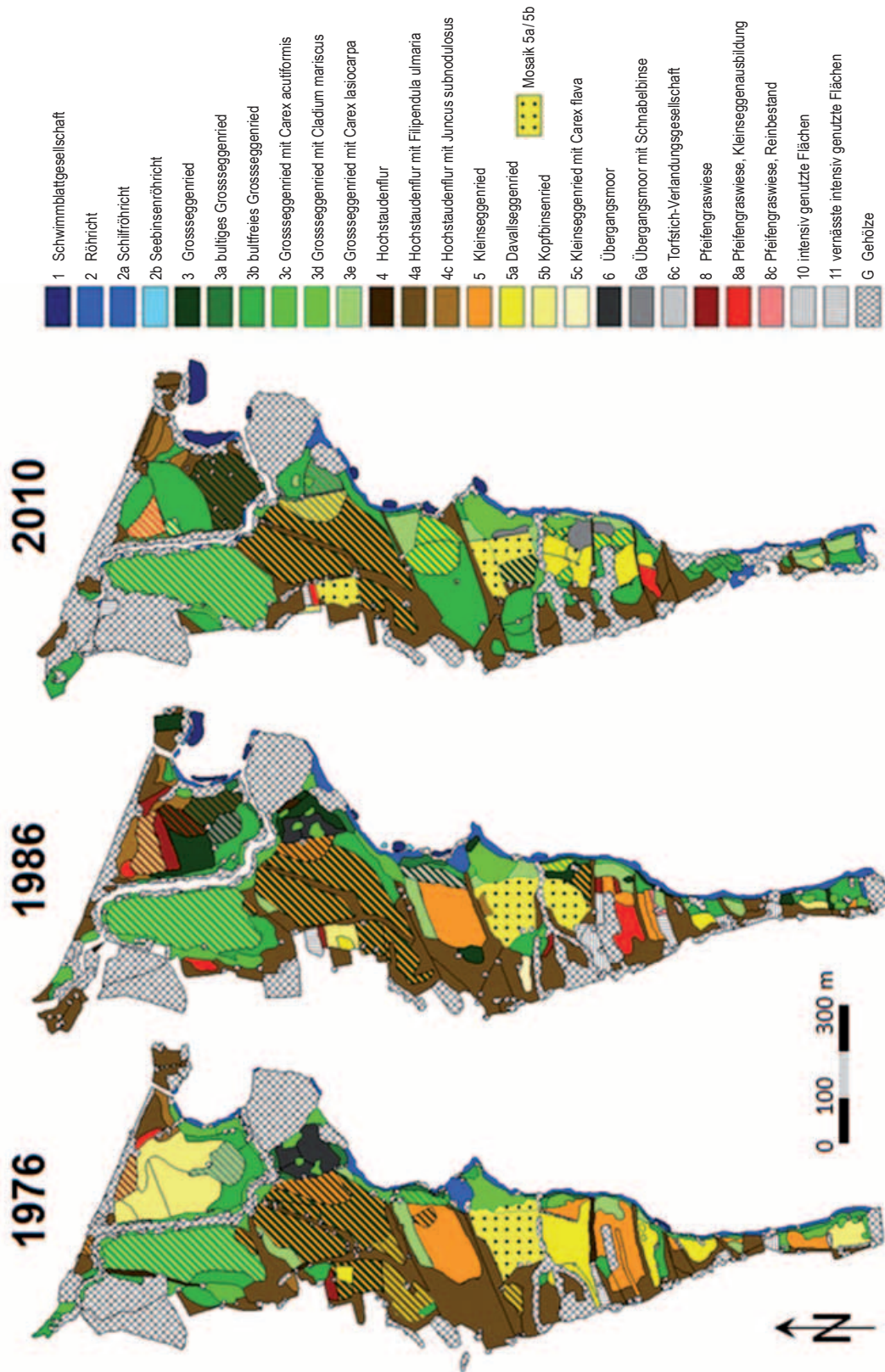


Abb. 9. Entwicklung der Vegetation im Boniswiler-Ried von 1976 bis 2010. Karten 1976 und 1986 verändert nach WILDI (1976) bzw. LEUPI (1986).

Fig. 9. Development of the vegetation in Boniswiler-Ried 1976 – 2010. Maps of 1976 and 1986 modified after WILDI (1976) and LEUPI (1986), respectively.

(4a) bzw. *Juncetum subnodulosi*-Bestände (4c) verdrängt worden war. Bis 2010 breiteten sich die Einheiten des *Magnocaricion* und des *Filipendulion* weiter aus. Ein 1986 noch vorhandenes, kleines *Rhynchosporion albae* (Übergangsmoor, 6a) konnte 2010 nicht mehr festgestellt werden. Im Bereich entlang des nördlichen Waldrandes wurde ein *Juncetum subnodulosi* (4c) durch ein nichtbultiges *Magnocaricion* (3b) verdrängt; diese Fläche wies 2010 eine Tendenz zur Verbuschung auf.

Das Gebiet südwestlich des Aabaches (Untermoos) und der nördliche Teil des Obermooses sind seit Beginn der Untersuchungen mehrheitlich unverändert geblieben. Westlich des Aabaches liegt ein knapp 3 ha umfassendes Mosaik nichtbultiges *Magnocaricion/Caricion lasiocarpae* (3b/3c), welches sich hinsichtlich der Vegetation seit 1976 kaum verändert hat. Südöstlich davon befinden sich zwei durch einen Graben getrennte Flächen eines Mosaiks *Magnocaricion/Caricion davallianae* (3/5), die ebenfalls rund 3 ha umfassen und seit 1976 stabil sind. Dabei handelt es sich um eine derjenigen Flächen, die im Zuge der Schutzbemühungen nach 1976 entbuscht wurden, da bei der ersten Kartierung 1976 eine einsetzende Verbuschung dieser Fläche festgestellt worden ist (WILDI, 1976).

Südöstlich der Risle, im Anschluss an das Mosaik 3/5 findet sich ein *Rhynchosporion albae* (6a), in welchem 2010 im Vergleich zu früher ein erhöhter Anteil an Grossseggen vorgefunden wurde. Entlang dieses Übergangsmoores verläuft ein Schwinggrasestreifen, der sich vermutlich auf einem breiten Graben gebildet hat. Westlich davon setzt sich das *Rhynchosporion albae* (6a) fort, allerdings als Mosaik mit einem *Caricetum davallianae* (5a).

Im südlichen Teil des Obermooses war der hangseitige Bereich 1976 mit einem *Filipendulion* (4a), der sceseitige mit einem ausgedehnten *Caricetum davallianae* (5a) bewachsen. Bis 1986 blieb der Grossteil dieses Bereiches stabil, im *Filipendulion* bildete sich ein kleiner Bereich, der 1986 als nichtbultiges *Magnocaricion* (3b) kartiert wurde, und im östlichen Bereich wurde in derselben Erfassung ein Streifen als *Caricetum rostratae*/nichtbultiges *Magnocaricion* (6c/3b) kartiert. Im Jahr 2010 wurde der hangseitige Teil neu mehrheitlich als nichtbultiges *Magnocaricion* (3b) kartiert, und auch im *Caricetum davallianae* (5a) wurde ein hoher Anteil Grossseggen verzeichnet (5a/3b).

Etwa auf der Höhe von Alliswil, wo 1976 ein ausgedehnter Bereich eines *Caricion davallianae* (5a) erfasst wurde, nahm bis 1986 der Anteil der *Schoeneten* (5a/5b) zu. Ein bis zu diesem Zeitpunkt entstandener Strauchgürtel war bereits zu Beginn der Pflege nicht mehr mähbar (LEUPI,

1986), was zur Ausbildung eines kleinen Gehölzstreifens an diesem Ort führte. Auch in diesem Bereich konnten sich zwischen 1976 und 1986 vereinzelt Grossseggen neu ansiedeln. Bis 2010 fand eine weitere Ausbreitung von Grossseggen statt, insbesondere *Filipenduleten* wurden verdrängt, aber auch in einem Teil des *Caricetum davallianae* wurde ein vermehrtes Vorkommen von nichtbultigen *Magnocaricion* (3b) beobachtet. Einige dieser Bereiche wiesen 2010 zudem erste Anzeichen von Verbuschung auf, eine Tendenz, die bei zukünftigen Pflegemassnahmen unbedingt berücksichtigt werden sollte, damit sich diese Verbuschung nicht weiter fortsetzen kann. Kleinflächig wurden zudem neu entstandene Übergangsmoore (*Rhynchosporion albae*, 6a) verzeichnet.

Der schmale Riedstreifen südlich des Untermooses ist durch Gräben und Gebüschstreifen sehr kleinräumig parzelliert, und entsprechend vielfältig ist die Vegetation ausgestaltet. Zusammenfassend kann auch für diesen Bereich festgehalten werden, dass eine ähnliche Tendenz festgestellt wurde wie im gesamten Ried: viele ehemalige Kleinseggen-Bestände wurden 2010 als von Grossseggenrieder kartiert.

4 DISKUSSION

Der Vergleich der drei Vegetationskarten in Abb. 9 ebenso wie die quantitativen Auswertungen zeigen, dass sich seit 1976 die Grossseggen im Boniswiler-Ried enorm ausgebreitet haben und dabei sowohl Hochstaudenfluren verdrängt haben – was erwünscht ist, aber leider auch die naturschützerisch besonders wertvollen Kleinseggeneinheiten, wobei der Verlust der Kleinseggeneinheiten zwischen 1976 und 1986 deutlich grösser war als derjenige von 1986 bis 2010. Die Kopfbinsenrieder und die undifferenzierten Kleinseggenrieder wurden mit einem Rückgang um 98% resp. 100% fast völlig verdrängt, aber auch die reinen Davallseggenrieder büssten rund die Hälfte der Fläche von 1976 ein. Bei der vermeintlichen Zunahme der Davallseggenrieder zwischen 1986 und 2010 (vgl. Abb. 6 unten) handelt es sich nur bei einem kleinen Teil (0.18 von 0.9 ha) um aus klar definierten Vegetationseinheiten (*Stachyo-Molinietum*) entstandene Bestände; die restlichen Flächen waren 1986 als Davallseggen-Kopfbinsenried-Mosaik, resp. als undifferenziertes Kleinseggenried kartiert worden. Ob es sich hierbei um eine echte Änderung in der Vegetation oder um Bearbeiter-bedingte Artefakte handelt, ist unklar. Die beobachtete Zunahme der Grossseggeneinheiten war jedoch eindeutig und hauptsächlich auf die Ausbreitung des

nichtbultigen *Magnocaricion* zurückzuführen. Dies zeigt auch ein Vergleich mit MÜLLER & KRÜSI (2010); werden alle Grosseggeneinheiten zusammen ausgewertet, so fand zwischen 1976 und 2010 eine Ausdehnung um rund 50% statt (MÜLLER & KRÜSI, 2010), berechnet man die Veränderung separat für das nichtbultige *Magnocaricion* (Abb. 3), kommt man auf eine Zunahme um 200% zwischen 1976 und 2010. Diese starke Ausbreitung der nichtbultigen Grosseggeneinheiten ist gemäss den gesamtschweizerisch durchgeführten Erhebungen von KLAUS (2007) und GRAF et al. (2010) zumindest für die Zeit nach ca. 1995 untypisch: KLAUS (2007) stellte einen leichten, GRAF et al. (2010) einen signifikanten Rückgang der *Magnocaricion*-Einheiten fest. Ebenfalls untypisch für die gesamtschweizerische Entwicklung war die im Boniswiler-Ried beobachtete Verdrängung basischer Kleinseggenrieder (*Caricion davallianae*) durch Grosseggeneinheiten (*Magnocaricion*). Gemäss KLAUS (2007) waren die auch gesamtschweizerisch beobachteten deutlichen Verluste von basischen Kleinseggenriedern vor allem auf eine Verdrängung durch Nasswiesen (*Molinietalia*) zurückzuführen. Gemäss KLÖTZLI (2011) ist die im Boniswiler-Ried beobachtete Langzeit-Entwicklung aber mindestens regional nicht einzigartig. In den Kantonen Zürich und Aargau wurden nach KLÖTZLI (2011) beispielsweise am Pfäffikersee, am Katzensee und an den Reuss-Altläufen ähnliche Entwicklungen wie im Boniswiler-Ried beobachtet, und als Ursache wurde meist eine Eutrophierung und/oder ein Anstieg des Grundwasserstandes vermutet.

Nach KLAUS (2007) sind die in den Flach- und Hochmooren der Schweiz zwischen 1997 und 2006 beobachteten Veränderungen darauf zurückzuführen, dass 27% der torfbildenden Flachmoore der Schweiz im Untersuchungszeitraum trockener und 21% nährstoffreicher geworden sind. Zu einem vergleichbaren Resultat kamen KÜCHLER et al. (2009). In ihrer Untersuchung eines Übergangsmoores im Schweizer Mittelland (Burgermoos) stellten sie fest, dass seit 1995 die mittleren Landolt-Zeigerwerte (Landolt, 1977) für Nährstoffzahl und Reaktionszahl massiv anstiegen, während die Werte für Feuchtigkeit, Humus und Licht abnahmen. Durch dieses beobachtete Abtrocknen gehen Grosseggeneinheiten in Kleinseggenrieder über, und aus Kleinseggenriedern entstehen Pfeifengraswiesen (vgl. BOLLENS et al. 2001), während ein Anstieg der Nährstoffe bei gleichbleibendem Wasserhaushalt zur Ausbildung von Hochstaudenfluren resp. *Calthion*-Nasswiesen führt.

Die Fläche der Knotenbinsen-Fluren (*Juncetums subnodulosi*, 4c) hat sich zwischen 1976 und 2010 verdoppelt.

Nach KLÖTZLI (1969) entsteht diese Einheit bzw. Ausbildung (vgl. Fussnote bei Tab. 1) durch Entwässerung und Düngung, oft aus Kopfbinsenriedern (*Schoenetum*, 5b), häufig aber auch aus anderen Flachmoorgesellschaften. Da die Knotenbinsen-Fluren 2010 mit einer knappen halben Hektare weniger als 2% des Untersuchungsgebietes beanspruchen, sind sie im Boniswiler-Ried aus Sicht des Naturschutzes unproblematisch; dies insbesondere, weil im Gebiet in letzter Zeit keine Entwässerungs- und/oder Eutrophierungstendenzen beobachtet worden sind.

Insgesamt hat die naturschützerische Qualität in den letzten 35 Jahren auch im Boniswiler-Ried abgenommen, vor allem wegen dem Rückgang der wertvollen Kleinseggenrieder. In letzter Zeit hat sich dieser Prozess jedoch verlangsamt, was der Pflege durch den Unterhaltsdienst des Kantons Aargau zu verdanken sein dürfte. Nicht verhindern konnte die Pflege aber die enorme Ausbreitung der Grosseggeneinheiten, die auch die heute noch verbliebenen Kleinseggenrieder bedroht. Die Abklärung der Ursachen dieser Ausbreitung ist daher sehr wichtig. Positiv zu bewerten ist aber, dass das Boniswiler-Ried – entgegen dem Trend (Klaus 2007) – weder trockener noch nährstoffreicher geworden ist. Die Hochstaudenfluren sind sogar leicht zurückgegangen.

4.1 Mögliche Ursachen der Veränderungen

Nach KLÖTZLI (1969) und KLÖTZLI et al. (2010) ist die Verbreitung von Grosseggeneinheiten hauptsächlich auf eine Zone im Anschluss an den Schilfgürtel beschränkt, wo die Vegetation periodisch überflutet wird und der Wasserstand im Jahresgang nicht unter den Bereich der Hauptwurzeln abfällt. Im Boniswiler-Ried erstrecken sich die Grosseggeneinheiten bis an die See-abgewandte, westliche Grenze des Schutzgebietes. Dies deutet darauf hin, dass der Wasserhaushalt dort – vermutlich dank Hangwasser – ähnlich ist wie in den See-nahen Grosseggeneinheiten. Gemäss HAAB (2011) hat der Seepegel nur in den sehr seenahen Riedflächen einen direkten Einfluss auf den Wasserhaushalt. Dass im Untersuchungsgebiet praktisch keine bultigen *Magnocaricionen* vorkommen, deutet gemäss KLÖTZLI (1969) bzw. MARTI (1994) zudem daraufhin, dass der mittlere Grundwasserspiegel im Jahresverlauf nur sehr wenig schwankt. Nach KLÖTZLI (1969) und KLÖTZLI et al. (2010) liegt der mittlere Grundwasserspiegel in Kleinseggenriedern tiefer als in Grosseggeneinheiten. Die zwischen 1976 und 2010 beobachtete Verdrängung der Kleinseggeneneinheiten durch das *Magnocaricion* könnte daher auch mit einem schlei-

chenden Anstieg des Grundwasserspiegels zusammenhängen.

KLÖTZLI (1969) beschreibt ausserdem, dass Nährstoffzufuhr und Abtrocknung zur Verdrängung von Grossseggenriedern durch Hochstaudenbestände führen. Im Boniswiler-Ried wurde aber das Gegenteil beobachtet: die 1976 recht ausgedehnten Hochstaudenbestände wurden im Laufe der Zeit eher durch Grossseggenrieder verdrängt, was ebenfalls für den bereits oben postulierten schleichenden Anstieg des Grundwasserspiegels spricht. Die Ablösung der Hochstauden durch Grossseggen wurde sicher auch durch die ab 1986 regelmässig durchgeführten Pflegemassnahmen gefördert, da Hochstauden gemäss KLÖTZLI et al. (2010) oft von mangelnder Pflege profitieren.

Bezüglich der hydrologischen Situation im Ried schrieb WILDI (1976), dass die vorhandenen Drainagegräben hauptsächlich das hangseitig an das Ried angrenzende Kulturland entwässern sollen und nicht das Ried selbst. Gleichzeitig bezweifelte er eine diesbezügliche Wirkung der damals (1976) neu erstellten Drainagegräben im südlichen Teil des Riedes. Nach seiner Einschätzung lagen bereits die westlich ans Ried angrenzenden Kulturwiesen im Grundwasserbereich des Sees, was aber durch die Untersuchungen von HAAB (2011) nicht bestätigt werden konnte. HAAB (2011) schätzt den Einfluss des Sees auf den Grundwasserspiegel im Ried als eher gering ein. Aufgrund seiner Messungen müssten die seewärts verlaufenden Gräben im See-fernen Teil des Riedes durchaus eine Drainagewirkung haben. Vor 1990 beobachtete der Unterhaltsdienst bei Starkniederschlägen verschiedentlich, dass das zurückgestaute, nährstoffreiche Grabenwasser ins Ried lief (HALLWYLER 2011). Seit dem ab ca. 1990 verbesserten Grabenunterhalt war dies aber nicht mehr der Fall.

WILDI (1976) vermutete, dass ein Schilfröhricht im Bereich des Obermooses durch von Westen über einen Kanal zufließendes, nährstoffreiches Wasser entstanden sei. Da westlich des Riedes verschiedene landwirtschaftlich genutzte Parzellen an einem Hang liegen, wäre ein Nährstoffeintrag über das Grund- resp. Oberflächenwasser durchaus denkbar. Wenn man dieses nährstoffreiche Hangwasser als möglichen Faktor der Veränderung der Vegetation betrachtet, würde sich auch erklären, wieso diese Veränderungen im Bereich westlich des Aabaches ausblieben, da dieser Teil des Riedes durch hangparallel verlaufende Gräben gegen nährstoffreiches Hangwasser geschützt ist. Der von WILDI (1976) beschriebene Schilf-Bestand wurde allerdings bereits von LEUPI (1986) nicht mehr kartiert, und auch die von Nährstoffeinträgen besonders stark profitie-

renden Hochstauden-Bestände haben zwischen 1976 und 2010 nicht zu- sondern leicht abgenommen, was die These stützt, dass weder der terrestrische noch der atmosphärische Nährstoffeintrag die Vegetationsentwicklung in den vergangenen 35 Jahren markant beeinflusst hat. Die verbesserte Pflege der Drainagegräben durch den Unterhaltsdienst ab ca. 1990 ist diesbezüglich sicher als vorteilhaft zu beurteilen. Die von WILDI (1976) und LEUPI (1986) in der damaligen Situation befürchtete Eutrophierung verschiedener Bereiche des Boniswiler-Riedes wurde durch die Kartierung von MÜLLER & KRÜSI (2010) nicht bestätigt.

Um die weitere Entwicklung dieses naturschützerisch sehr wertvollen Riedes zu überwachen, sollte mindestens alle 10 Jahre eine Vegetationskartierung durchgeführt werden. Auch weitere hydrologische Messungen in den besonders sensiblen Bereichen des Riedes (*Caricion davallianae*) wären sehr zu begrüssen. Zudem sollte nach Starkniederschlägen die Funktionstüchtigkeit der Drainagegräben überprüft werden.

4.2 Schutzbemühungen mehrheitlich erfolgreich

WILDI (1976) definierte in seiner Arbeit drei Schwerpunkte für den zukünftigen Schutz des Boniswiler-Riedes: (1) Erhaltung der Riedstreifen südlich des Untermooses, (2) kein weiteres Eindringen des Intensivkulturlandes im Bereich des Obermooses und (3) Bekämpfung der Verbuschung. Zudem wies WILDI (1976) darauf hin, dass die intensive Freizeitnutzung das Ried zum Teil massiv beeinträchtigte (Bootsanlegestellen am Aabach, Trampelpfade im Ried usw.). Die Bedrohung durch die Freizeitnutzung wurde durch das Schutzdekret rasch und wirksam beseitigt.

Die Kartierungen von LEUPI (1986) und Müller & KRÜSI (2010) haben gezeigt, dass die von WILDI (1976) formulierten Ziele weitestgehend erreicht worden sind. Bereits LEUPI (1986) kam zum Schluss, dass die durchgeführten Entbuschungsmassnahmen erfolgreich waren; eine Aussage, die auch durch die Untersuchungen von Müller & KRÜSI (2010) bestätigt wurde. Es wurden nur sehr wenige Flächen mit einer leichten Tendenz zur Verbuschung gefunden, die jedoch alle noch mähbar sind. Aktuell muss nur der Verbuschungsgrad einer einzigen Fläche entlang des Waldes östlich des Aabaches als kritisch angesehen werden. Auch der Riedstreifen südlich des Untermooses konnte erhalten werden, und mit dem Erlass des Dekretes zum Schutz der Hallwilersee-Landschaft 1986 wurden genaue Grenzen des Reservates festgehalten. Für WILDI (1976) war eine kontinuierliche, angepasste Pflege des Riedes ein Hauptaspekt

der Schutzbemühungen. Er betonte die Bedeutung einer jährlichen, späten Streumahd, um eine erneute Verbuschung zu verhindern. Mit der Übernahme der Pflege durch den Kanton (1986) wurden exakte Regelungen geschaffen und verbindliche Schnittzeitpunkte definiert. Bei der Pflege des Riedes, welche durch den Naturschutz-Unterhaltsdienst des Kantons Aargau koordiniert und grösstenteils durchgeführt wird, ergeben sich gelegentlich Probleme durch eine zu starke Vernässung der zu mähenden Flächen (HALLWYLER, 2011). Diesbezüglich laufen aktuell Wasserstandmessungen im Ried, um abzuklären, ob ein kurzfristiges Absenken des Seespiegels kurz vor und während der Pflegeeingriffe sinnvoll wäre.

Aus heutiger Sicht wäre das Hauptziel, die noch verbliebenen Kleinseggenrieder zu erhalten und zu vergrössern, wenn möglich auf die 1976 noch vorhandenen Flächen. Ausserdem sollte sichergestellt werden, dass die heutige positive Situation bezüglich Verbuschung, Verschilfung, Verhochstaudung und Verbinsung langfristig erhalten werden kann. Natürlich sollte auch der naturschützerisch sehr wertvolle Seggen-Schwarzerlenbruchwald (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*), auf der «Risle»-Halbinsel ungeschmälert erhalten bleiben.

4.3 Fazit

Das ehemalige Hauptproblem des Riedes, die massive Verbuschung, konnte durch ein angepasstes Pflegeregime weitestgehend beseitigt werden. Dadurch konnte der offene, parkähnliche Charakter sowie die floristische und faunistische Vielfalt des Riedes wiederhergestellt werden. Erfreulich ist auch die Feststellung, dass keine von KÜCHLER (2009) als mögliche Bedrohung für Moore eingestufte Art (z.B. *Solidago sp.*, *Impatiens glandulifera* oder *Reynoutria japonica*) im Boniswiler-Ried gefunden wurde. Trotz dieser unbestreitbaren Erfolge hat sich die Vegetation im Ried insbesondere zwischen 1976 und 1986 massiv verändert, vor allem die aus naturschützerischer Sicht sehr wertvollen Kleinseggeneinheiten sind markant seltener geworden, wobei der flächenmässig grössere Teil des Rückganges zwischen 1976 und 1986 erfolgte. Danach verlief der Rückgang langsamer, aber auch in den nachfolgenden 25 Jahren hat sich die Fläche der reinen Kleinseggenrieder (Summe der Kleinseggeneinheiten ohne Mosaik mit anderen Einheiten) noch einmal fast halbiert (von 4.7 auf 2.7 ha). Für die Erhaltung und – wenn möglich – Ausdehnung der verbliebenen Kleinseggenbestände sind weitere Anstrengungen nötig. Eine – wegen der Kleinflächigkeit der betreffenden Bestände aber insgesamt relativ wenig relevante

– Optimierungsmöglichkeit wäre ein früherer Schnitt der Knotenbinsen-Bestände.

Da als primäre Ursache für den Rückgang der Kleinseggenrieder ein Anstieg des mittleren Grundwasserspiegels vermutet wird, sollte in Zukunft unbedingt den Drainagegräben besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden. Dabei sollte auch der Einfluss von relativ seltenen Einzelereignissen wie Starkniederschlägen untersucht werden.

Die drei bisher durchgeführten Kartierungen haben eindrücklich gezeigt, wie wichtig ein regelmässiges Monitoring ist. Die weitere Entwicklung der Vegetation sollte daher auch in Zukunft im Abstand von ca. 10 Jahren überwacht werden. Da es sich beim Boniswiler-Ried um das grösste Seeuferried des Kantons Aargau und um ein Flachmoor von nationaler Bedeutung handelt, ist eine von einem regelmässigen Monitoring begleitete Pflege sicher gerechtfertigt. Denn nur so lässt sich dieser wertvolle Lebensraum in seiner ganzen Vielfalt und Schönheit langfristig erhalten.

5 VERDANKUNGEN

Die Einführung in die Feldkartierung durch Erwin Leupi, Rothenburg, sowie das Digitalisieren der Vegetationskarten von 1976 und 1986 durch Sarah Marthaler, Männedorf, werden herzlich verdankt, ebenso wie die vielfältigen Informationen zum Untersuchungsgebiet von Gottfried Hallwyler, Leiter Naturschutz-Unterhaltsdienst des Kantons Aargau, und von Isabelle Flöss, Projektleiterin Natur und Landschaft, Kanton Aargau. Ein besonderer Dank gebührt Prof. em. ETH Dr. Frank Klötzli, Wallisellen, für die sorgfältige und kritische Durchsicht des Manuskripts.

6 LITERATUR

- BOSSERT, B. 1988. Die Reservate der Ala. Der Ornithologische Beobachter, Beiheft 7, 106 pp.
- BOLLENS, U., GÜSEWELL, S. & KLÖTZLI, F. 2001. Vegetation changes in two Swiss fens affected by eutrophication and desiccation. *Botanica Helvetica* 111, 121–137.
- BUWAL, 1994. Verordnung 451.33 über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung) vom 7. September 1994. Bern, 38 pp.
- GRAF, U., WILDI, O., KÜCHLER, M. & ECKER, K. 2010. Five year changes in Swiss mire vegetation. *Botanica Helvetica* 120, 15–27.
- HAAB, R. 2011. Boniswiler-Seenger Ried: Zwischenauswertung der Wasserstandsmessungen 22.9.2009 – 12.10.2010.

- HALLWYLER, G. 2011. «Persönliche Mitteilung», Gespräch vom 21.1.2011.
- HÄRRI, H. 1925. Naturwissenschaftliches vom Siedlungsgebiet. Mitteilungen der Aargauischen Naturforschenden Gesellschaft XVII, 147–166.
- 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 pp.
- KLÖTZLI, F. 1969. Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz 52, 286 pp.
- KLÖTZLI, F. & ZIELINSKA, J. 1996. Zur inneren und äusseren Dynamik eines Feuchtwiesenkomplexes am Beispiel der «Stillen Rüss» im Kanton Aargau. Schriftenreihe für Vegetationskunde 27, 267–278.
- KLÖTZLI, F. 1997. Zur Dynamik von Naturschutzgebieten in der Schweiz. In: ERDMANN, K.H., (Hrsg.) Internationaler Naturschutz, 191–225. Springer, Berlin, Heidelberg, 329 pp.
- KLÖTZLI, F., DIETL, W., MARTI, K., SCHUBIGER, C. & WALTHER, G.-R. 2010. Vegetation Europas, das Offenland im vegetationskundlichen Überblick. HEP, Bern, 1190 pp.
- KLÖTZLI, F. 2011. Persönliche Mitteilung vom 23. 7. 2011
- KÜCHLER, H., GRÜNIG, A., HANGARTNER, R. & KÜCHLER, M. 2009. Vegetation change and effect of cattle grazing in the transition mire «Burgermoos». Botanica Helvetica 119, 95–104.
- KÜCHLER, M. 2009. Invasive Neophyten in den Schweizer Mooren. Botanica Helvetica 119, 135–137.
- LANDOLT, E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel, 64. Zürich, 208 pp.
- LEUPI, E. 1987. Pflanzensoziologische Kartierung der Ala-Reservate; Bericht zu den Vegetationskarten 1986 mit besonderer Berücksichtigung der Veränderungen seit der Kartierung 1976 von O. Wildi. Typoskript, 70 pp.
- MARTHALER, S. 2010. Ansprüche des Grossen Wiesenvögelchens (*Coenonympha tullia* O.F. MÜLLER, 1764) an Standort und Vegetation im Boniswiler-Ried (Kt. Aargau). Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil, 73 pp.
- MARTI, K. 1994. Zum Standort von *Magnocaricion*-Gesellschaften in der Schweiz. (Caricetum elatae, Caricetum paniculatae, Caricetum ripariae, Caricetum lasiocarpae). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 120. Zürich, 97 pp.
- MÜLLER, M. & KRÜSI, B.O. 2010. Wie hat sich die Vegetation im letzten Habitat des Grossen Wiesenvögelchens (*Coenonympha tullia*) im Schweizer Mittelland in den letzten 34 Jahren verändert? Botanica Helvetica 120, 151–155.
- OBERDORFER, E. 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, 1051 pp.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & KLOTZ, S. 2009. Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Nachdruck der 1. Aufl. von 2001. Spektrum, Heidelberg. 472 pp.
- STAUFFER, H. U. 1969. Bedrohte Vielfalt. Verlag Sauerländer, Aarau und Frankfurt am Main, 115 pp.
- WILDI, O. 1976. Geobotanische Bestandsaufnahme der Ala Reservate; Bericht zu den Vegetationskarten mit besonderer Berücksichtigung der Veränderungen in den letzten Jahren sowie für Schutz- und Pflegemassnahmen. Typoskript 142 pp.

Autoren. Bertil O. Krüsi, Dr. sc. nat. ETH und Markus Müller, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen, Grüental, CH-8820 Wädenswil, Schweiz.
e-mail: bertil.kruesi@zhaw.ch und mamu0002@students.zhaw.ch