

# Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland

## Ergebnisse von 1995-2001

**Report**

**Author(s):**

Güsewell, Sabine; Klötzli, Frank

**Publication date:**

2002

**Permanent link:**

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-004504356>

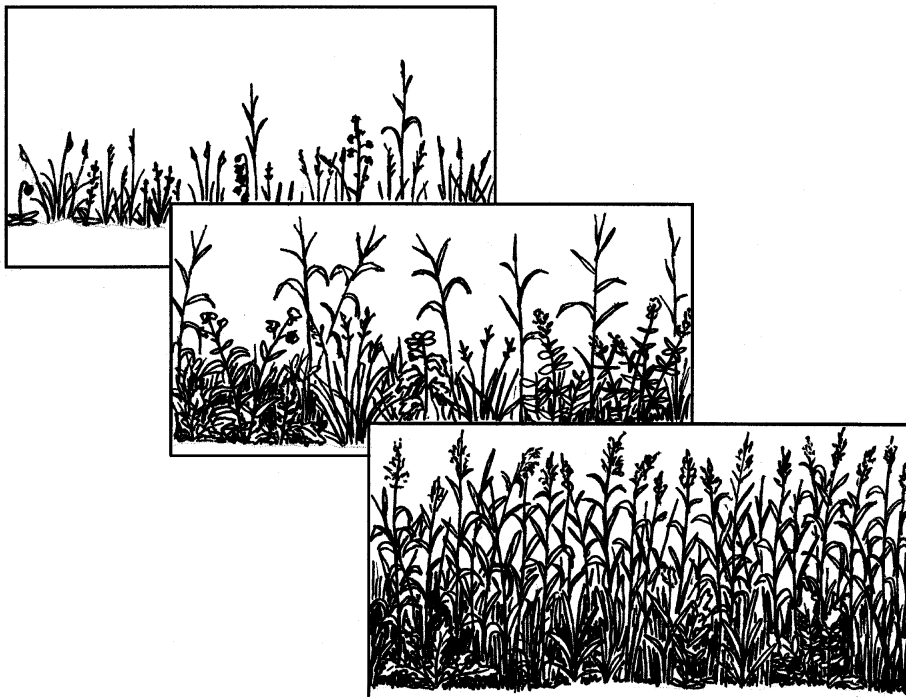
**Rights / license:**

[In Copyright - Non-Commercial Use Permitted](#)

# Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland

Bewertung aus Naturschutzsicht  
Beeinflussung durch Mahd

Ergebnisse von 1995–2001



Forschungsbericht zuhanden des BUWAL

Sabine Güsewell

Frank Klötzli

Geobotanisches Institut ETH Zürich

März 2002

# Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung .....	3
Résumé .....	5
Summary .....	7
1. Einleitung .....	9
2. Verschilfungstendenz von Streuwiesen der Region Zürich .....	11
3. Morphologische Eigenschaften von Schilf in Streuwiesen und Bedeutung für die Messung des Verschilfungsgrades .....	17
4. Verschilfung und Standortbedingungen .....	23
5. Verschilfung, Artenzusammensetzung und Naturschutzwert der Vegetation.....	29
6. Auswirkung der Beschattung auf die Vegetation von Streuwiesen .....	39
7. Auswirkung einer zusätzlichen Junimahd auf das Schilf in drei Streuwiesen der Region Zürich.....	49
8. Beurteilung von verschilften Streuwiesen durch die Öffentlichkeit .....	61

## Zusammenfassung

Schilf (*Phragmites australis* Trin.) ist eine verbreitete Pflanzenart in den Streuwiesen des Schweizer Mittellandes. In den letzten dreissig Jahren wurde jedoch eine Zunahme seiner Häufigkeit in vielen dieser Wiesen beobachtet ('Verschilfung'). Dies warf die Fragen auf, welche Faktoren die Verschilfung verursachen, ob und wie die Verschilfung den Naturschutzwert der Streuwiesen beeinflusst und wie sie verhindert werden kann. Dieser Bericht untersucht die Verschilfung von Streuwiesen der Umgebung von Zürich, ihre Beziehung zu den Standortbedingungen sowie zur Artenzusammensetzung und zum Naturschutzwert der Vegetation, ihre Beurteilung durch die Öffentlichkeit und die Wirkung einer zusätzlichen Mahd in Juni als Gegenmassnahme.

Die Artenzusammensetzung von 241 Aufnahmeflächen (4 m<sup>2</sup>) wurde im Sommer 1995 bzw. 1996 gemäss der Braun-Blanquet-Methode aufgenommen. Die oberirdische Biomasse des Schilfs wurde Ende August aufgrund der Halmdichte und mittleren Halmgrösse geschätzt. Zusammenhänge zwischen den morphologischen Eigenschaften einzelner Schilfhalme und der Blattfläche und Biomasse von Schilfbeständen wurden auf einem Teil der Flächen genauer untersucht. Die oberirdische Biomasse der anderen Arten wurde auf 72 der Aufnahmeflächen bestimmt. Achtzig Flächen wurden 2001 erneut aufgenommen, um eine allfällige Verschilfungstendenz zu erfassen.

Die Halmdichte betrug 0 bis 139 Halmen m<sup>-2</sup> und die oberirdische Biomasse des Schilfs 0 bis 1270 g m<sup>-2</sup> Trockensubstanz (0–85% der gesamten oberirdischen Biomasse). Hochstaudenrieder (Verband *Filipendulion*) hatten im Durchschnitt eine höhere Schilfbiomasse als Pfeifengraswiesen oder Kleinseggenrieder (Verbände *Molinion* und *Caricion davallianae*). Die Verbände unterschieden sich vor allem in der mittleren Grösse der Schilfhalme und weniger in ihrer Dichte. Die Biomasse des Schilf und dessen Dominanz (Anteil der oberirdischen Biomasse) waren positiv mit dem mittleren Nährstoffzeigerwert und mit der Biomasseproduktion der Vegetation korreliert. Ein Zusammenhang mit Bodenfeuchtigkeit oder -reaktion wurde nicht festgestellt. Zwischen 1995 und 2001 nahm die Schilfbiomasse in 61% der wiederholt untersuchten Flächen zu.

Flächen mit hoher Schilfbiomasse hatten im Durchschnitt einen geringeren Naturschutzwert als solche mit niedriger Schilfbiomasse, d.h. ihre Artenzahl, die Anzahl seltener oder bedrohter Arten, und der Anteil charakteristischer Moorarten waren geringer. Hierbei unterschieden sich die drei Verbände deutlich: Aufnahmeflächen des Verbandes *Filipendulion* hatten stets einen relativ niedrigen Naturschutzwert und dieser war negativ mit der Schilfbiomasse korreliert. Aufnahmeflächen aus den Verbänden *Molinion* und *Caricion davallianae* hatten stets einen vergleichsweise hohen Naturschutzwert und dieser war unabhängig von der Schilfbiomasse. Eine direkte Verdrängung von Flachmoorarten wegen zunehmender Beschattung durch Schilf wurde in Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriedern also nicht nachgewiesen. Die Dominanz von Hochstauden scheint für den Naturschutzwert der Streuwiesen entscheidender zu sein als die Dominanz des Schilfs. Mit zunehmender Schilfbiomasse nahm allerdings auch innerhalb der Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder der Anteil Hochstauden in der Vegetation zu. Dies lässt vermuten, dass sich verschilfte Streuwiesen mit der Zeit zu Hochstaudenriedern entwickeln und ihren hohen Naturschutzwert verlieren. Zwischen 1995 und 2001 nahm die Artenzahl in den wiederholt untersuchten Flächen um durchschnittlich 0.66 Arten ab; es bestand aber keine Korrelation zwischen der Veränderung der Schilfbiomasse und der Veränderung der Artenzahl.

Die beschattende Wirkung des Schilfs war wegen der späten Entwicklung der Art bis Mitte Juni unerheblich und nahm dann stark zu. Im August reduzierte das Schilf die Lichtverfügbarkeit in Bodennähe in Pfeifengraswiesen um durchschnittlich 30% und in Hochstaudenriedern um durchschnittlich 65%. In zwei Experimenten mit Entfernung oder Simulation des Schilfs wurden im gleichen Jahr keine Auswirkungen der Beschattung auf das Wachstum der anderen Pflanzenarten festgestellt; längerfristige Auswirkungen wurden leider nicht untersucht.

Um zu verstehen, welche Merkmale für den Erfolg von Pflanzenarten in verschilften Streuwiesen wichtig sind, wurden die Morphologie und die Blattentwicklung von *Carex acutiformis* (Sumpfschilf, eine Art die bei hoher Schilfbiomasse häufig ist) mit denjenigen von *Carex panicea* (hirsefrüchtige Segge, Art die bei hoher Schilfbiomasse nicht vorkommt) an unterschiedlich verschilften Standorten verglichen. Die Arten reagierten bezüglich ihrer Morphologie sehr ähnlich auf zunehmende Beschattung, aber *Carex acutiformis* passte ihre Blattentwicklung besser an die unterschiedlichen Lichtbedingungen an (frühere, kürzere Entwicklung bei Beschattung). Ein Konkurrenzversuch zeigte, dass die Konkurrenzkraft von Kleinseggen gegenüber Hochstauden durch experimentelle Beschattung ähnlich vermindert wird wie durch hohe Nährstoffverfügbarkeit. Folglich könnte die Verschilfung den botanischen Wert von Streuwiesen indirekt beeinträchtigen, indem sie den Arten der Hochstaudenrieder die Verdrängung der selteneren Flachmoorarten erleichtert.

Um die Auswirkung einer zusätzlichen Mahd Ende Juni auf die Häufigkeit des Schilfs zu beurteilen, wurden von 1995 bis 2001 Mahdexperimente in Streuwiesen durchgeführt. Die Wiesen wurden normalerweise jährlich im September gemäht und waren unterschiedlich stark verschilft. Verglichen wurden die drei Behandlungen (a) zusätzliche Junimahd jedes Jahr, (b) zusätzliche Junimahd alle zwei Jahre und (c) keine zusätzliche Junimahd (Kontrolle, nur Septembermahd). Die zusätzliche Junimahd wirkte sich erst ab dem vierten Versuchsjahr auf die Biomasse des Schilfs aus. Diese war in Flächen mit jährlicher Junimahd ca. 25% geringer als in Kontrollflächen, vor allem aufgrund einer geringeren Grösse der Halme. Vermutlich war der Verbrauch der unterirdischen Kohlehydratreserven hierfür verantwortlich. Die Biomasse der anderen Arten wurde ebenfalls um ca. 25% reduziert, so dass die Dominanz des Schilfs nicht abnahm. Junimahd alle zwei Jahre reduzierte die Schilfbiomasse nicht.

Die zusätzliche Junimahd erhöhte die Nährstoffentzüge (Stickstoff und Phosphor), doch diese Wirkung war wegen der Abnahme der Biomasse bereits nach einigen Jahren nur noch gering. Für Phosphor betrug der Mehrentzug bei jährlicher Junimahd im ersten Jahr 113% des Entzugs in den Kontrollflächen, im dritten Jahr 85%, im fünften Jahr 68% und im siebten Jahr nur noch 50%. Für Stickstoff schwankten die Werte je nach Witterung im jeweiligen Jahr zwischen 12% und 29%, ohne zeitlichen Trend. Dem Schilf wurden zu Versuchsende nicht mehr Nährstoffe zusätzlich entzogen als den anderen Arten. Die Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse (erster Aufwuchs) wurden durch die erhöhten Entzüge nicht beeinflusst.

Die Artenzahl der Vegetation wurde durch die zusätzliche Junimahd nur sehr geringfügig erhöht und es konnte keine spezifische Förderung der seltenen Streuwiesenarten festgestellt werden. Insgesamt muss somit die Wirksamkeit der Junimahd als Massnahme gegen die Verschilfung von Streuwiesen nach sieben Jahren als gering bezeichnet werden. Es ist davon auszugehen, dass die Biomasse des Schilfs und der anderen Arten nach Abbruch der Behandlung rasch wieder die alten Werte erreichen werden. Für eine dauerhaftere Bekämpfung der Verschilfung wäre Beweidung wahrscheinlich eine wirksamere Massnahme.

Befragungen von Besuchern eines Naturschutzgebietes und von Personen mit unterschiedlichem ökologischen Wissen anhand von Farbbildern zeigten, dass das heutige Mass der Verschilfung den Erholungswert der Feuchtgebiete nicht beeinträchtigt. Das Nebeneinander von verschilften und unverschilften Flächen erhöht sogar die ästhetische Vielfalt der Gebiete. Die Beurteilung der Verschilfung hing deutlich mit dem ökologischen Wissen der Befragten zusammen. Gegenmassnahmen wurden von Laien relativ oft negativ beurteilt. Information über die Ursachen der Verschilfung und über die Tatsache, dass der heutige Zustand nur durch Pflegemassnahmen erhalten werden kann, wäre notwendig um solche Massnahmen für eine breitere Mehrheit verständlich werden zu lassen

## Résumé

Le roseau (*Phragmites australis* Trin) est une espèce très répandue dans les prairies humides du Plateau Suisse. Une augmentation de son abondance a été observée au cours des trente dernières années (en Allemand: 'Verschilfung'). La question se pose donc si une prolifération du roseau risque de réduire la valeur botanique des prairies à litière et si oui, comment y remédier. Ce rapport examine l'abondance du roseau dans quelques prairies à litière de la région de Zurich, son changement au cours des dernières années, ses relations avec les conditions de site, les conséquences pour la composition spécifique et la valeur botanique de la végétation, l'attitude du public face au problème et l'efficacité d'un fauchage supplémentaire en juin comme mesure de contrôle.

La composition spécifique de 241 parcelles de 4 m<sup>2</sup> fut investiguée en été 1995 ou 1996 au moyen de relevés de végétation selon la méthode Braun-Blanquet. La biomasse aérienne du roseau dans les mêmes parcelles fut estimée au mois d'août sur la base de la densité et taille moyenne des tiges. Les relations entre la morphologie des tiges, la surface des feuilles et la biomasse aérienne du roseau furent étudiés de manière plus détaillée dans une partie des parcelles. Dans 72 parcelles la biomasse aérienne des autres espèces fut déterminée. Quarante-deux parcelles furent étudiées une seconde fois en 2001 pour constater si une augmentation du roseau a eu lieu.

Une densité de tiges de 0 à 139 tiges par m<sup>2</sup> et une biomasse aérienne de 0 à 1270 g de substance sèche par m<sup>2</sup> furent observées pour le roseau (0 à 85% de la biomasse aérienne totale). Cette biomasse était en général plus élevée dans les parcelles dominées par des mégaphorbes (alliance *Filipendulion*) que dans des prairies à Molinie ou à petites laïches (alliances *Molinion* et *Caricion davallianae*). Les différences entre alliances étaient plus marquées pour la taille des tiges que pour leur densité. La biomasse du roseau et sa contribution à la biomasse aérienne totale étaient positivement corrélées avec la productivité de la végétation, alors qu'il n'y avait pas de relation avec l'humidité ou l'acidité du sol. Entre 1995 et 2001, la biomasse du roseau augmenta dans 61% des parcelles étudiées à nouveau.

Les parcelles fortement colonisées par le roseau avaient en moyenne une valeur botanique moins élevée que les parcelles à faible abondance du roseau. Elles contenaient légèrement moins d'espèces et surtout moins d'espèces rares ou d'espèces caractéristiques des marais mésotrophes. Les trois types de végétation étudiés (alliances) différaient à cet égard: les parcelles de l'alliance *Filipendulion* avaient une valeur relativement faible et celle-ci était négativement corrélée avec l'abondance du roseau. Les parcelles des alliances *Molinion* et *Caricion davallianae* avaient généralement une valeur relativement élevée et celle-ci ne dépendait pas de l'abondance du roseau. Une suppression directe des espèces rares par le roseau ne pouvait donc pas être constatée dans les prairies humides de grande valeur. La dominance des hautes herbes avait apparemment plus d'impact sur la valeur de conservation des prairies à litière que la dominance du roseau. Au sein des alliances *Molinion* et *Caricion davallianae*, l'abondance des hautes herbes était positivement reliée à la biomasse du roseau. Ceci indique que des sites envahis par le roseau pourraient être en train de se développer vers une végétation du type *Filipendulion* et par là, de se détériorer. Entre 1995 et 2001, le nombre d'espèces des parcelles étudiées une seconde fois diminua en moyenne de 0.66 espèces. Le changement du nombre d'espèces n'était cependant pas relié au changement de la biomasse du roseau.

Jusqu'à mi-juin le roseau n'absorbe qu'une faible quantité de lumière en raison du développement tardif de cette espèce. En août le roseau réduisait l'intensité de la lumière de 30% en moyenne dans les prairies à Molinie et de 65% dans les mégaphorbiaies. Deux essais dans lesquels les tiges de roseau furent soit enlevées, soit simulées, n'ont pas révélé d'effets immédiats de ces traitements sur la croissance des autres espèces, mais les effets à long terme ne purent pas être étudiés.

Pour comprendre quels caractères sont importants pour le succès de certaines espèces dans les prairies colonisées par le roseau, la morphologie et le développement saisonal des feuilles de *Carex acutiformis* (espèce fréquente sous une haute densité de roseau) et de *Carex panicea* (espèce absente quand le roseau est dense) furent comparés dans des sites avec une densité de roseau variable. Les espèces réagissent à l'ombre de manière semblable en ce qui concerne leur morphologie, mais *Carex acutiformis* adapte mieux son rythme saisonal aux conditions de lumière (développement plus précoce et plus court si les conditions de lumière sont mauvaises). Un essai de compétition montra en outre que la capacité de petites laîches à croître en présence de hautes herbes est réduite de manière similaire par l'ombre que par une haute disponibilité de nutriments. Ceci indique qu'une prolifération du roseau peut réduire la valeur botanique des prairies humides de manière indirecte en permettant aux hautes herbes de supprimer les espèces des bas-marais.

Des essais de fauchage furent conduits de 1995 à 2001 pour évaluer l'effet d'un fauchage supplémentaire à la fin du mois de juin sur l'abondance du roseau dans des prairies à litière qui sont normalement fauchées en septembre seulement. Les trois traitements étudiés étaient (a) fauchage supplémentaire fin juin chaque année, (b) fauchage supplémentaire fin juin tous les deux ans et (c) pas de fauchage supplémentaire (témoin, fauché en septembre seulement). Un effet du fauchage supplémentaire en juin sur la biomasse du roseau ne se montra qu'à partir de la quatrième année. La biomasse du roseau était réduite de 25% dans les parcelles fauchées en juin chaque année, principalement à travers une réduction de la taille des tiges. Le réduction était probablement dûe à un épuisement des réserves souterraines d'hydrates de carbone. La biomasse des autres espèces fut aussi réduite de 25%, de sorte que la dominance du roseau ne diminua pas. Le fauchage en juin tous les deux ans n'eut pas d'effet significatif.

Le fauchage supplémentaire en juin augmenta les quantités de nutriments (N et P) exportés, mais l'importance de cet effet fut amoindri par la diminution de la biomasse dans les parcelles fauchées en juin. Le fauchage en juin augmenta l'export de phosphore de 113% en 1995, de 85% en 1997, de 68% en 1999 et de 50% seulement en 2001. L'export supplémentaire d'azote varia entre 12% et 29% en fonction des conditions climatiques. A la fin de la période d'essai, les exports supplémentaires n'étaient pas plus importants pour le roseau que pour les autres espèces. Les concentrations de nutriments dans la biomasse de la végétation n'étaient pas influencées par le fauchage supplémentaire.

La diversité spécifique de la végétation n'était que très légèrement augmentée par le fauchage en juin et l'on ne constata pas d'effet particulièrement positif pour les espèces rares. En somme, l'efficacité du fauchage en juin comme mesure pour contrôler le roseau doit être considérée comme faible après sept ans d'essais. Il faut s'attendre à ce que la biomasse du roseau et des autres espèces retourne rapidement aux valeurs initiales une fois que le traitement est interrompu. Pour un contrôle plus durable du roseau, le pâturage serait probablement une mesure plus efficace.

Des interviews avec les visiteurs d'une réserve naturelle et avec des personnes différant dans leurs connaissances écologiques ont montré que dans l'état actuel, le roseau ne réduit pas l'attractivité des prairies humides pour le public. La combinaison de prairies avec et sans roseau au sein d'une réserve augmente même la diversité visuelle. L'évaluation des prairies colonisées par le roseau était reliée aux connaissances écologiques: les personnes sans connaissances leur attribuaient souvent une valeur élevée. Des mesures contre une prolifération du roseau ne sont considérées utiles que par une partie du public. Une meilleure information sur les causes de la prolifération et sur la nécessité d'un entretien pour maintenir l'état actuel serait nécessaire pour un soutien plus large de la part du public.

## Summary

Common Reed (*Phragmites australis* Trin.) has been frequent since long in fen meadows of the Swiss Plateau. In the last thirty years, however, it became more abundant at many sites. This spread raised the question whether *Phragmites* would affect the conservation value of fen meadows and how a further spread could be prevented. The present report examines the abundance of *Phragmites* in fen meadows, its change over the last few years, its relation to plant species composition and site conditions, implications for the botanical value, the evaluation by the public and the effects of an additional mowing in June as a possible control measure.

The plant species composition of 241 plots (4 m<sup>2</sup>) was surveyed using the Braun-Blanquet method in summer 1995 and 1996. The aboveground biomass of *Phragmites* (ABP) in August was estimated based on shoot density and mean shoot size. More detailed investigations of morphology, leaf area and biomass were carried out in some of the plots. The aboveground biomass of the other phanerogams was determined for 72 of the plots. Eighty plots were re-investigated to see whether there was a tendency for *Phragmites* to increase.

The shoot density of *Phragmites* ranged from 0 to 139 m<sup>-2</sup> and the ABP from 0 to 1270 g dry weight m<sup>-2</sup> (up to 85% of the total above-ground biomass). Plots dominated by tall herbs (alliance *Filipendulion*) had on average higher ABP than plots dominated by heath grass or small sedges (alliances *Molinion* and *Caricion davallianae*). Alliances differed more in average shoot size than in shoot density. The biomass of *Phragmites* and its contribution to total above-ground biomass were positively correlated with the productivity of the vegetation. They were not related to soil moisture or acidity. Compared to 1995, the ABP in 2001 was higher in 61% of the re-investigated plots.

High ABP was, on an average, associated with low conservation value in terms of species richness, number of rare or endangered species and proportion of characteristic fen species. Marked differences were, however, found among the three alliances. The conservation value of *Filipendulion* plots was generally low and decreased significantly with increasing ABP. The conservation value of *Molinion* and *Caricion* plots was generally high and not related to ABP. A direct displacement of fen species through shading by *Phragmites* was therefore not observed in the most valuable fen meadows. Consequently, the abundance of tall herbs appeared to determine the conservation value of fen meadows more than the abundance of *Phragmites*. However, increasing abundance of *Phragmites* in the alliances *Molinion* and *Caricion* was associated with an increasing proportion of tall-herb species, suggesting that a shift towards the alliance *Filipendulion* and a loss of conservation value may occur as a result of reed invasion. Compared to 1995, species richness in 2001 was on average 0.66 species lower in the re-investigated plots, but there was no relation between the change in ABP and the change in species richness.

The shading impact of *Phragmites* was low until mid June at most sites because this species has a late seasonal development. In August, *Phragmites* reduced the light intensity on average by 30% in *Molinion* meadows and by 65% in *Filipendulion* meadows. In two field experiments, neither the selective removal of *Phragmites* shoots nor their simulation with shading cloth affected the growth of the other species in the same season; long-term effects were unfortunately not investigated.

To understand which plant traits are important for the success of plant species in re-invaded fen meadows, the leaf morphology and leaf turnover of *Carex acutiformis* (abundant at high ABP) was compared to that of *Carex panicea* (abundant at low ABP) at differently shaded sites. The two species responded to shading in a similar way as regards their morphology, but only *Carex acutiformis* adapted its leaf turnover to differences in light conditions (earlier, shorter period of leaf formation at shaded sites). A competition experiment showed that the competitive ability of small sedges against tall herbs is reduced



similarly by shading as by high nutrient availability. Consequently, a spread of *Phragmites* might affect the botanical value of fen meadows indirectly by facilitating the displacement of mire species by tall herbs.

Mowing experiments were carried out from 1995 until 2001 to evaluate the impact of an additional mowing in late June on the abundance of *Phragmites* in fen meadows normally mown in September. The three treatments compared were (a) additional mowing in June every year, (b) additional mowing in June every two years and (c) no additional mowing (control, mown only in early September). Additional mowing in June affected the biomass of *Phragmites* only from the fourth year of the experiment; the biomass was reduced by 25%, mostly due to a smaller size of shoots. The depletion of below-ground reserves of carbohydrates was probably responsible for this reduction. The biomass of the other species was also reduced by 25%, so that the dominance of *Phragmites* did not decrease. Mowing every two years did not reduce *Phragmites*.

Nutrient exports were increased by additional mowing in June, but due to the decrease in biomass production this effect was only small after a few years. The additional exports of phosphorus due to mowing in June were 113% in the first year, 85% in the third, 68% in the fifth and 50% in the seventh year. The additional exports of nitrogen varied between 12% and 29% due to differences in weather conditions, without temporal trend. At the end of the experiments, additional exports of nutrients were not greater for *Phragmites* than for the other species. Nutrient concentrations in plant biomass (first growth) were not affected by additional mowing.

The species richness of the vegetation was only very slightly enhanced by additional mowing in June and there was no sign that rare species were particularly promoted. Overall, the additional mowing in June did not appear to be a very effective measure to control *Phragmites* in fen meadows. It is likely that the biomass of *Phragmites* and of the other species will rapidly return to initial values once the treatment is discontinued. As an alternative, grazing would probably be a more effective measure for a durable control of *Phragmites*.

Interviews with visitors of a nature reserve and with people differing in their ecological knowledge showed, that the current abundance of *Phragmites* in fen meadows does not affect the aesthetic and recreational value of the reserves. The combination of areas with and without *Phragmites* even increases the visual diversity. The evaluation of the public was clearly related to their ecological background; people without specific knowledge tended to consider meadows with *Phragmites* at least as valuable as those without. Control measures were often rated negatively. Improved information on causes of the spread of *Phragmites* and on the need for management to maintain the present state of the reserves would be necessary to obtain a more general support from the public.

# 1. Einleitung

Von April 1995 bis September 2001 untersuchten MitarbeiterInnen des Geobotanischen Instituts der ETH Zürich im Auftrag des BUWAL die Problematik der Verschilfung von Streuwiesen (ungedüngten Feuchtwiesen) im Schweizer Mittelland. Als "Verschilfung" wird eine zunehmende Dichte des Schilfs (*Phragmites australis*) und somit eine verstärkte Dominanz dieser Art bezeichnet. Dieser Vorgang wird aus Naturschutzsicht als bedenklich betrachtet, da er sich negativ auf die Artenvielfalt der Vegetation und Fauna und das Vorkommen seltener Arten in den betroffenen Streuwiesen auswirken könnte. Das vom BUWAL finanzierte Forschungsprojekt befasste sich erstens mit den Ursachen der Verschilfung, zweitens mit deren Auswirkungen auf die Streuwiesenvegetation, drittens mit deren Beurteilung durch die Öffentlichkeit und viertens mit der Wirksamkeit einer möglichen Gegenmassnahme, der Mahd im Frühsommer.

Ein erster Forschungsbericht (Brülisauer 1996; Brülisauer & Klötzli 1998) legte die Ergebnisse der Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Verschilfungsgrad und Eutrophierung dar und unterstützte die Vermutung, dass beide Vorgänge gekoppelt sind.

In diesem zweiten Forschungsbericht werden die übrigen Ergebnisse des Forschungsprojektes behandelt, die sich durch folgende Fragenkomplexe umschreiben lassen:

1. Wie stark verschilft sind Streuwiesen der Region Zürich? Nahm die Verschilfung in den letzten Jahren zu? Wie kann der Verschilfungsgrad am besten erfasst werden?
2. Wieweit hängt die Artenzusammensetzung der Streuwiesenvegetation mit deren Verschilfungsgrad zusammen? Ist die Vegetation stark verschilfter Streuwiesen aus Naturschutzsicht weniger wertvoll? Wenn ja, ist davon auszugehen, dass das Schilf hierfür tatsächlich verantwortlich ist?
3. Wie wirkt sich eine zusätzliche Mahd im Frühsommer auf die Dichte, Grösse und Biomasse des Schilfs in Streuwiesen der Region Zürich aus? Wieviel Nährstoffe werden durch die Mahd entzogen? Welches sind die Auswirkungen auf die übrige Vegetation?
4. Werden verschilfte Streuwiesen von der Öffentlichkeit als attraktiver oder als weniger attraktiv betrachtet als unverschilfte? Werden Gegenmassnahmen durch die Öffentlichkeit erwünscht oder zumindest akzeptiert?

Die Ergebnisse zu jedem dieser Teilaspekte wurden oder werden in englischer Sprache veröffentlicht (Güsewell 1997; Güsewell 1998; Güsewell & Klötzli 1998; Güsewell & Edwards 1999; Güsewell *et al.* 2000a; Güsewell *et al.* 2000b; Edelkraut & Güsewell 2001; Güsewell 2002). Dieser Bericht stellt die Hauptergebnisse in deutscher Sprache dar; die Rohdaten werden im Anhang beschrieben und in elektronischer Form zur Verfügung gestellt.

Für Hilfe bei Feld- und Laborarbeit danken wir U. Bollens, R. Bonzi, A. Brülisauer, M. Fotsch, A. Gerster, R. Gessler, R. Graf, A. Güsewell, M. Hofbauer, P. Kehrl, S. Locher, M. Schaub, R. Schmidhauser, R. Trachsler, J. Walther und A. Zorzi. Ein Teil der Nährstoffanalysen wurde an der FAL Reckenholz mit der freundlichen Genehmigung von F. Schubiger durchgeführt. Die Versuchsflächen am Greifensee wurden durch S. Bertschinger und T. Weber gemäht. Unser Dank gilt auch allen Grundeigentümern sowie den kantonalen Naturschutzämtern für die Bewilligung. Wertvolle Hinweise zur Planung und Durchführung der Untersuchungen und/oder hilfreiche Kommentare zu Teilen des Manuskriptes erhielten wir von E. Anderhalden, U. Bollens, A. Bosshard, A. Buttler, W. Dähler, P.J. Edwards, D. Frey, A. Gigon, R. Hangartner, A. Keel, J.W. Kirchner, B. Krüsi, E. Landolt, R. Langenauer, C. Le Nedic, K. Marti, S. Morgenthaler, A. Pickardt, D. Ramseier, H. Riedwyl, B.A. Roy, P. Ryser, R. Stupf, K. Urbanska, J. van Andel und O. Wildi.

## Veröffentlichungen

- Brülisauer, A. (1996) Zu den Ursachen der Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland. Forschungsbericht zuhanden des BUWAL, Zürich.
- Brülisauer, A. & Klötzli, F. (1998) Habitat factors related to the invasion of reeds (*Phragmites australis*) into wet meadows of the Swiss Midlands. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, **7**, 125–136.
- Edelkraut, K. & Güsewell, S. (2001) Effects of light and nutrient supply on the growth and competitive ability of five wetland *Carex* species. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **67**, 41–55.
- Güsewell, S. (1997) Evaluation and management of fen meadows invaded by *Phragmites australis*. Diss. ETH No 12'428, Zürich.
- Güsewell, S. (1998) Does mowing in summer reduce the abundance of *Phragmites australis* in fen meadows? *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **64**, 23–35.
- Güsewell, S. (2002) Control of *Phragmites australis* by mowing in Swiss fen meadows: short-term vs. long-term effects. *Wetlands Ecology and Management*, eingereicht.
- Güsewell, S. & Edwards, P. (1999) Shading by *Phragmites australis*: a threat for species-rich fen meadows? *Applied Vegetation Science*, **2**, 61–70.
- Güsewell, S. & Klötzli, F. (1998) Abundance of common reed (*Phragmites australis*), site conditions and conservation value of fen meadows in Switzerland. *Acta Botanica Neerlandica*, **47**, 113–129.
- Güsewell, S., Le Nédic, C. & Buttler, A. (2000a) Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 375–389.
- Güsewell, S., Zorzi, A. & Gigon, A. (2000b) Mowing in early summer as a remedy to eutrophication in Swiss fen meadows: are really more nutrients removed? *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **66**, 11–24.

## 2. Verschilfungstendenz von Streuwiesen der Region Zürich

### Zusammenfassung

In Streuwiesen der Region Zürich wurden im Jahr 1995 Halmdichten zwischen 0 und 139 Halmen  $m^{-2}$  und eine oberirdische Schilfbiomasse von 0 bis 1274  $g\ m^{-2}$  gefunden. Hochstaudenrieder waren im Durchschnitt stärker verschilft als Kleinseggenrieder oder Pfeifengraswiesen (höhere Halmdichte und grössere Halme). Im Jahr 2001 war die Schilfbiomasse in 61% der Aufnahmeflächen höher als 1995. Dies weist auf eine Verschilfungstendenz hin, könnte aber auch lediglich eine Fluktuation darstellen.

### 2.1. Einleitung und Fragestellung

In zahlreichen Streuwiesen des Schweizer Mittellandes ist das Schilf gemäss den Aussagen von Bewirtschaftern, Schutzgebietsbeauftragten oder regelmässigen Besuchern häufiger geworden. Diese Aussagen beruhen in der Regel auf qualitativen, unsystematischen Beobachtungen einzelner Gebiete. Quantitative Daten zur Entwicklung der Schilfbestände liegen dagegen kaum vor. Ältere Angaben (z.B. Zobrist 1935; Heim 1963) beschränken sich auf qualitative Aussagen. Bei pflanzensoziologischen Untersuchungen (z.B. Klötzli 1969) wurden die Vegetationsaufnahmen in "typische" Bestände gelegt, d.h. wenn verschilfte Bereiche vorhanden waren, wurden sie gemieden.

Deutlich aufgezeigt wurde die Verschilfungstendenz durch Marti & Müller (1993): in einer Anzahl Zürcher Flachmoore wiederholten sie Kartierungen aus dem Jahre 1976 und stellten fest, dass die Schilfdichte (in 4 Klassen erfasst) in 33 Teilobjekten zugenommen und nur in 5 Teilobjekten abgenommen hatte. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss allerdings berücksichtigt werden, dass Schilfbestände von Jahr zu Jahr grossen Schwankungen unterworfen sind. Dies gilt zwar für alle Vitalitätsparameter, ganz besonders aber für die Halmdichte, welche beispielsweise nach Frostereignissen deutlich erhöht sein kann (Haslam 1969; Van der Toorn & Mook 1982). Dies wird dann weitgehend durch eine geringere Grösse der Halme ausgeglichen (Mook & Van der Toorn 1982). Ähnliches kann auch als Folge von Mahd oder Beweidung eintreten (Cowie *et al.* 1992). Deshalb stellen Angaben zur Halmdichte alleine kein präzises Mass für das Ausmass der Verschilfung ('Verschilfungsgrad') dar. Zudem ist es notwendig, Veränderungen des Verschilfungsgrades über mehrere Zeitperioden quantitativ zu erfassen, um die Entwicklung mit genügender Zuverlässigkeit beurteilen zu können. Eine quantitative Erfassung des Verschilfungsgrades ist auch notwendig, um mehrere Gebiete miteinander zu vergleichen oder Auswirkungen auf die Vegetation abschätzen zu können.

In den Jahren 1995 und 1996 wurde der Verschilfungsgrad in verschiedenen Streuwiesen der Region Zürich erhoben. Die Untersuchungsflächen setzten sich aus Pfeifengraswiesen, Kleinseggenriedern und Hochstaudenriedern zusammen. Ziel dieser Erhebung war es, den durchschnittlichen Verschilfungsgrad und dessen Variationsbreite für jeden der drei Vegetationstypen zu quantifizieren und mit Werten von anderen Feuchtwiesen sowie von Schilfröhrichten zu vergleichen. Ein Drittel der Untersuchungsflächen wurde im August 2001 wieder aufgenommen, um aufgrund der Veränderungen zwischen 1995–1996 und 2001 eine allfällige Verschilfungstendenz nachweisen zu können.

## 2.2. Methoden

Für die erste Untersuchung wurden elf Streuwiesen der Region Zürich so ausgewählt, dass sie das Spektrum der vorkommenden Vegetationstypen möglichst gut darstellten (Tab. 2.1). Pro Wiese wurden je 15 bis 37 Aufnahmeflächen (Quadrate von 4 m<sup>2</sup>) entlang von 2 bis 5 parallelen Transekten angeordnet. In jeder der insgesamt 241 Aufnahmeflächen erfolgte in den Monaten Juni oder Juli eine Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet. Im August wurden alle Schilfhalm in der Fläche gezählt, um die mittlere Halmzahl pro m<sup>2</sup> (Halmdichte) zu ermitteln. Auf einem Viertel der Fläche (1 m<sup>2</sup>) wurden auch die Länge und der Durchmesser aller Schilfhalm gemessen. Als Länge galt der Abstand von der Bodenoberfläche bis zum Ansatz des obersten Blattes oder des Blütenstandes (wenn vorhanden); der Durchmesser wurde in der Mitte des zweiten Internodiums (10-20 cm über dem Boden) gemessen. Für die weitere Auswertung wurden jeweils die mittleren Werte aller Halme einer Aufnahmefläche verwendet.

Mittels einer Clusteranalyse wurden die Vegetationsaufnahmen in Gruppen mit ähnlicher Artenzusammensetzung eingeteilt. Diese Gruppen wurden durch Vergleich mit den Vegetationstabellen in Klötzli (1969) und Wildi & Klötzli (1978) den drei Verbänden *Molinion* (Pfeifengraswiesen, 64 Flächen), *Caricion davallianae* (Kleinseggenrieder, 72 Flächen) oder *Filipendulion* (Hochstaudenrieder, 105 Flächen) zugeordnet.

Die oberirdische Biomasse des Schilfs (OBS in g m<sup>-2</sup>) wurde für jede der Aufnahmeflächen aufgrund der Messungen geschätzt als:

$$OBS = \text{Halmdichte} \times \text{mittlere Halmbiomasse},$$

$$\text{Mittlere Halmbiomasse (in g)} = 1.07 \times (\text{mittl. Länge (in m)} \times \text{mittl. Durchmesser (in mm)})^{1.04}$$

In insgesamt 80 der Aufnahmeflächen (verteilt auf sechs der elf Streuwiesen) wurden die gleichen Erhebungen im Jahr 2001 wiederholt. Die Ergebnisse von 2001 wurden mit denjenigen von 1995–96 mit gepaarten t-Tests verglichen um festzustellen ob der Verschilfungsgrad im Mittel zugenommen hatte.

**Tab. 2.1.** Die untersuchten Streuwiesen mit Kürzel, Koordinaten, Anzahl Aufnahmeflächen jedes Vegetationstyps (C: *Caricion davallianae*, M: *Molinion*, F: *Filipendulion*), Halmdichte des Schilfs (mittlere Anzahl Halme m<sup>-2</sup>) und Artenvielfalt (Anzahl Arten pro 4-m<sup>2</sup>-Quadrat; vgl. Kapitel 5)

**Table 2.1.** Study sites with the abbreviation, the coordinates of the Swiss topographic map, the number of plots investigated in each vegetation type (C: *Caricion*, M: *Molinion*, F: *Filipendulion*), the shoot densities of *Phragmites australis* (shoot number m<sup>-2</sup>), and the species richness of the vegetation (species number in 4-m<sup>2</sup> plots; cf. Chapter 5)

Ort	Kürzel	Koordinaten	Anzahl Flächen			Halmdichte		Artenzahl 4 m <sup>-2</sup>	
			C	M	F	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max
Katzensee	K1	680.55–253.70	-	-	14	16	0-140	19	14-24
	K2	680.45–254.05	-	-	12	45	0-70	15	8-24
Greifensee	G1	692.35–247.90	-	6	20	20	1-83	21	14-29
	G2	691.95–247.65	-	-	24	31	20-45	12	9-17
	G3	692.50–247.80	-	-	16	18	1-46	17	6-27
	G4	692.55–247.75	7	14	6	27	14-60	25	11-38
	G5	691.95–247.95	18	6	-	16	1-43	21	14-30
Zürichsee	Z1	702.35–229.05	7	21	9	10	1-49	26	14-36
	Z2	702.30–229.20	12	2	4	27	8-60	19	13-33
	Z3	709.70–229.60	-	15	-	20	3-48	36	30-41
Pfäffikersee	P1	702.20–244.60	28	-	-	23	0-59	24	9-36

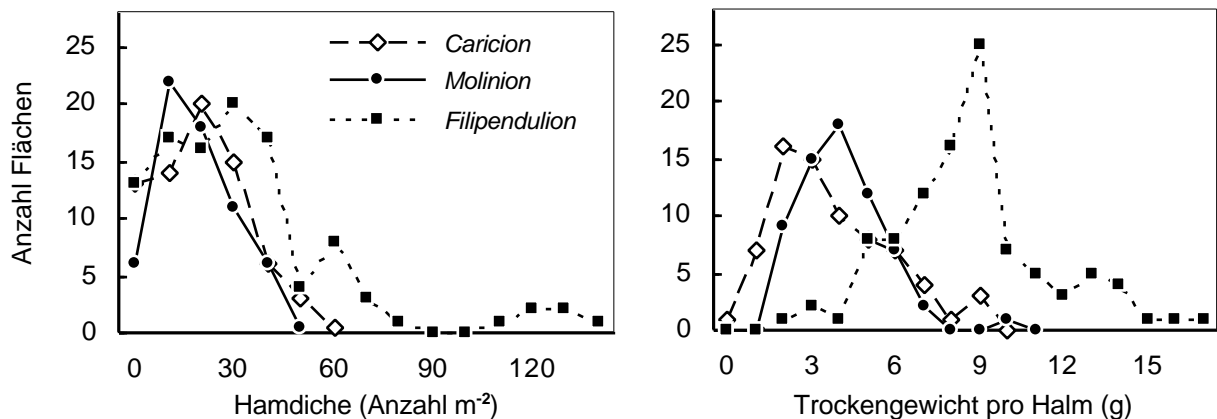
## 2.3. Ergebnisse

### Verschilfungsgrad in 1995–96

Die 241 untersuchten Aufnahme­flächen waren in sehr unterschiedlichem Masse verschilft. Die Halmdichte in den 241 Aufnahme­flächen lag zwischen 0 und 139 Halmen  $m^{-2}$ , die mittlere Halmlänge zwischen 37 und 228 cm, die mittlere Halmbiomasse zwischen 1.1 und 21.2 g, und die oberirdische Biomasse zwischen 0 und 1274 g  $m^{-2}$ .

Der Verschilfungsgrad von Flächen des Verbandes *Filipendulion* lag im Mittel über demjenigen der zwei anderen Verbände. Halmdichten über 60 Halme  $m^{-2}$  wurden nur im Verband *Filipendulion* gefunden und Halmdichten über 30 Halme  $m^{-2}$  waren in diesem Verband häufiger als in den beiden anderen (Abb. 2.1.a). Noch deutlicher unterschieden sich die Verbände aber bezüglich der mittleren Halmbiomasse, die im *Filipendulion* meist über 6 g lag, in den beiden anderen Verbänden dagegen meist darunter (Abb. 2.1.b). Andererseits wurden vollkommen schilffreie Flächen praktisch nur in diesem Verband angetroffen, während in den Aufnahme­flächen der Verbände *Molinion* oder *Caricion davallianae* Schilf stets - wenn auch nur mit sehr geringer Biomasse - vorkam.

Der gleiche Zusammenhang kann auch anders herum verdeutlicht werden, indem die Wahrscheinlichkeit, dass eine Fläche mit gegebener Schilfbiomasse zu einem der drei Verbände gehört, mittels logistischer Regression modelliert wird (Abb. 2.2): eine Fläche mit einer Schilfbiomasse von ca. 10 g  $m^{-2}$  gehört mit grösster Wahrscheinlichkeit zum Verband *Caricion davallianae*; bei ca. 50 g  $m^{-2}$  ist der Verband *Molinion* wahrscheinlicher; oberhalb von ca. 100 g  $m^{-2}$  (aber auch wenn Schilf vollkommen fehlt) gehört die Fläche mit grösster Wahrscheinlichkeit zum Verband *Filipendulion*.

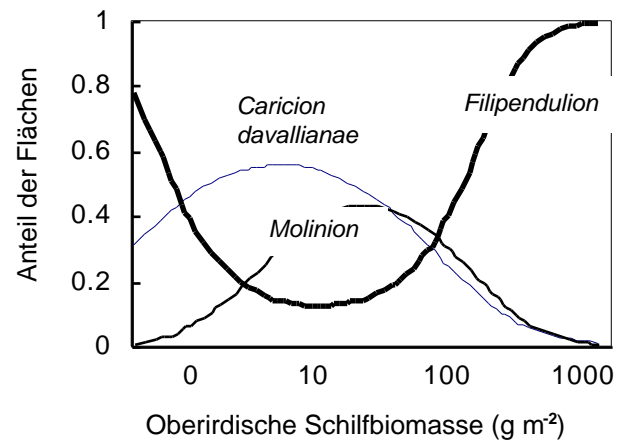


**Abb. 2.1.** Häufigkeitsverteilung (a) der Halmdichte und (b) der Halmbiomasse des Schilfs in drei Typen von Streuwiesen (*Caricion davallianae* = Kleinseggenried, *Molinion* = Pfeifengraswiese, *Filipendulion* = Hochstaudenried). Die 241 Aufnahme­flächen wurden einerseits in Klassen mit zunehmender Halmdichte bzw. Halmbiomasse eingeteilt, andererseits den drei Vegetationstypen zugeordnet, und es wurde angegeben, wieviel Aufnahme­flächen aus jedem Verband eine bestimmte Halmdichte bzw. Halmbiomasse haben. Die Verteilungen zeigen, dass Hochstaudenrieder im Durchschnitt stärker verschilft waren

**Fig. 2.1.** Frequency distribution of (A) shoot density and (b) mean shoot length of *Phragmites australis* in three types of fen meadows (names refer to phytosociological alliances), showing that *Phragmites* was generally more abundant in the alliance *Filipendulion* (tall-forb stands) than in the two other alliances

**Abb. 2.2.** Wahrscheinlichkeit, dass eine Fläche mit bestimmtem Verschilfungsgrad (Schilfbiomasse) zu einem der drei Typen von Streuwiesen (Verbände) gehört, modelliert mit logistischer Regression

**Fig. 2.2.** Probability for a plot with given aboveground biomass of *Phragmites* to belong to one of the three main vegetation types (alliances) encountered in the fen meadows, modeled with logistic regression



#### Entwicklung von 1995–96 bis 2001

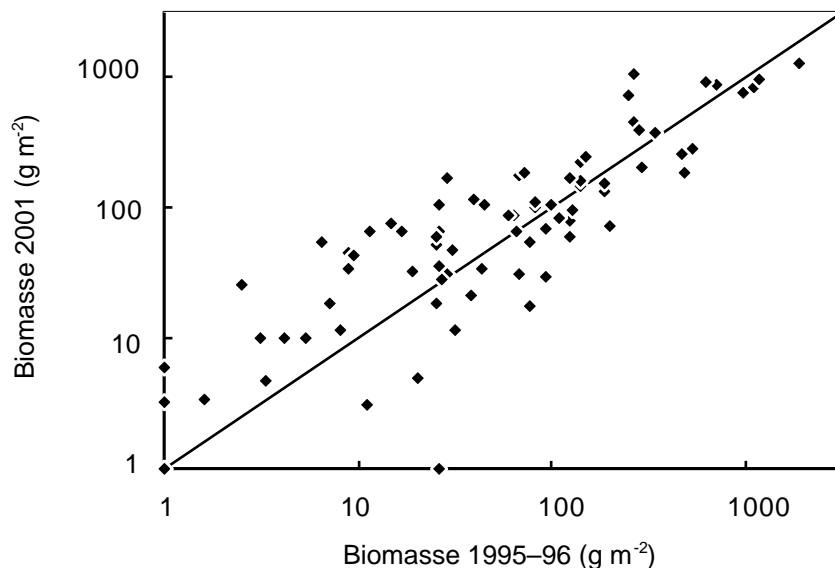
In den 80 Aufnahmeflächen die im August 2001 erneut untersucht wurden, nahm der Verschilfungsgrad zwischen den beiden Erhebungen im Durchschnitt zu (Tab. 2.2). Diese Zunahme betraf alle Variablen, also die Halmdichte (+1.02 m<sup>-2</sup>), die mittlere Halmlänge (+2.29 cm), den mittleren Halmdurchmesser (+0.56 mm) und die oberirdische Schilfbiomasse (+13.41 g m<sup>-2</sup>). Nur bei den beiden letzten Variablen war die Zunahme allerdings statistisch signifikant. Von einer Zunahme der oberirdischen Schilfbiomasse waren 49 der 80 Aufnahmeflächen (61%) betroffen, von einer Zunahme der Halmdichte nur 35 Flächen (44%).

Die Zunahme des Verschilfungsgrades fand vor allem in den wenig verschilften Aufnahmeflächen statt. Wie in Abb. 2.3 ersichtlich, nahm die oberirdische Schilfbiomasse in allen Aufnahmeflächen deren Schilfbiomasse 1995–96 geringer als 10 g m<sup>-2</sup> war zu. In Aufnahmeflächen deren Schilfbiomasse 1995–96 zwischen 10 und 100 g m<sup>-2</sup> lag war eine Zunahme häufiger als eine Abnahme. Bei stärker verschilften Aufnahmeflächen waren Zu- und Abnahme gleich häufig.

**Tab. 2.2.** Veränderungen des Verschilfungsgrades von 80 Aufnahmeflächen in Streuwiesen: Mittelwerte von 1995–1996 und 2001, mittlere Veränderung zwischen den zwei Erhebungen, Anteil der Flächen mit Zunahme und Ergebnisse von gepaarten t-Tests zur Signifikanz der Zunahme

**Table 2.2.** Changes in the abundance of *Phragmites australis* in 80 plots in fen meadows: mean values from 1995-96 and 2001, mean change between the two surveys, percentage of plots in which the change was positive and results of paired t-tests for the significance of the change

	1995–96	2001	Veränderung	% mit Zunahme	t-Wert	P
Halmdichte (m <sup>-2</sup> )	26.47	27.49	+1.02	43.8	0.53	ns
Halmlänge (cm)	92.65	94.94	+2.29	62.5	1.24	ns
Halmdurchmesser (mm)	3.19	3.73	+0.56	81.3	8.41	<0.001
Schilfbiomasse (g m <sup>-2</sup> )	45.42	58.83	+13.41	61.3	2.48	<0.01



**Abb. 2.3.** Vergleich der oberirdischen Biomasse des Schilfs in 80 Aufnahme­flächen in Streuwiesen in 1995–1996 und 2001. Jeder Punkt stellt eine Fläche dar und die Linie gibt die 1:1-Beziehung (keine Veränderung) an

**Fig. 2.3.** Comparison of the above-ground biomass of *Phragmites australis* in 80 plots in fen meadows in 1995-96 and 2001. Each symbol represents a plot and the line indicates the 1:1 relationship, i.e. no change

## 2.4. Diskussion

Insgesamt lag die Dichte und Grösse der Schilfhalme in Streuwiesen deutlich unter den Werten, die durch andere Autoren in reinen Schilfbeständen an terrestrischen Standorten ermittelt wurden (Mook & Van der Toorn 1982; Hocking 1989; Cowie *et al.* 1992). Sie entsprechen gut den in Feuchtwiesen anderer Regionen Mitteleuropas gefundenen Werten (Mochnacka-Lawacz 1975; Buttler 1992; Hirose & Werger 1995).

Dass Schilf auch früher in Streuwiesen an Seeufern des Schweizer Mittellandes häufig vorkam, geht aus verschiedenen älteren Publikationen hervor (Zobrist 1935; Heim 1963; Klötzli 1969; Oberdorfer 1993). Allerdings gaben Wildi & Klötzli (1978) 1-20 Halme  $\text{m}^{-2}$  als normale Halmdichte für den Verband *Caricion* an, 1-3 Halme  $\text{m}^{-2}$  für den Verband *Molinion* und 0-20 Halme  $\text{m}^{-2}$  für den Verband *Filipendulion*. Im Vergleich zu früheren Durchschnittswerten waren die hier untersuchten Streuwiesen demnach stärker verschilft.

Die höhere Halmdichte und mittlere Halmbiomasse im Verband *Filipendulion* überrascht nicht, da dieser Verband an nährstoffreicheren Standorten zu finden ist als die beiden anderen Verbände (z.B. Klötzli 1969; Oberdorfer 1993; Bollens *et al.* 2001) und die Schilfbiomasse in der Regel an nährstoffreicheren Standorten grösser ist (vgl. Kapitel 4, Brülisauer & Klötzli 1998). Die Tatsache, dass sich die Verbände deutlicher bezüglich der mittleren Halmbiomasse als bezüglich der mittleren Halmdichte unterscheiden, legt nahe, dass für eine genauere Erfassung des Verschilfungsgrades neben der Halmdichte auch die Grösse der Halme zu berücksichtigen ist.

Auffallend ist, dass vollkommen schilffreie Aufnahme­flächen hauptsächlich in dem Verband *Filipendulion* zu finden sind, in welchem auch die grössten Schilfdichten auftreten. Das Fehlen des Schilfs in diesen Flächen ist kaum auf ungünstige Standortbedingungen zurückzuführen, sondern eher auf die Konkurrenz­kraft anderer *Filipendulion*-Arten, wie *Juncus subnodulosus* oder *Carex acutiformis*. In solchen Pflanzenbeständen können zwischen Bereichen mit und ohne Schilf sehr scharfe Übergänge ohne erkennbare standörtliche Grenze auftreten. Dass in fast allen untersuchten Aufnahme­flächen der Verbände *Caricion davallianae* und *Molinion* Schilf vorkam, ist durch die Auswahl der untersuchten Streuwiesen



bedingt: völlig schilffreie Wiesen wurden nicht in die Untersuchung aufgenommen. Es ist allerdings anzumerken, dass derartige Wiesen im Untersuchungsgebiet kaum angetroffen werden. In anderen Worten, Schilf ist praktisch überall bereits anwesend und kann bei einer Veränderung der Konkurrenzverhältnisse dominant werden, ohne erst einwandern zu müssen.

Dass 61% der Aufnahmeflächen im Sommer 2001 einen höheren Verschilfungsgrad aufwiesen als 1995–96 kann als Zeichen für eine Verschilfungstendenz gewertet werden, muss aber mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden, da auch günstige Witterungsverhältnisse (milde Winter, warme Sommer, Fehlen von Spätfrösten) hierzu geführt haben könnten. In mehreren der untersuchten Streuwiesen schien das Schilf nämlich zwischen 1995 und 1998 zurückzugehen, was vermutlich durch ungünstige Witterungsverhältnisse und Spätfröste bedingt war (Güsewell *et al.* 2000). Langzeitbeobachtungen am Nauenburger See zeigten, dass Fluktuationen der Halmdichte und Biomasse des Schilfs auch relativ lange Perioden aufweisen können: teilweise wurden bis zu acht Jahre mit zunehmender oder abnehmender Tendenz beobachtet, bevor sich die Tendenz umkehrte (Güsewell *et al.* 2000). Hieraus folgt, dass die in dieser Untersuchung festgestellte Verschilfungstendenz durch weitere Beobachtungen bestätigt werden müsste.

## 2.5. Literatur

- Bollens, U., Güsewell, S. & Klötzli, F. (2001) Vegetation changes in two Swiss fens affected by eutrophication and desiccation. *Botanica Helvetica*, **111**, 139–155.
- Brülisauer, A. & Klötzli, F. (1998) Habitat factors related to the invasion of reeds (*Phragmites australis*) into wet meadows of the Swiss Midlands. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, **7**, 125–136.
- Buttler, A. (1992) Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio*, **103**, 113–124.
- Cowie, N.R., Sutherland, W.J., Dithogo, M.K.M. & James, R. (1992) The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 277–284.
- Güsewell, S., Le Nédic, C. & Buttler, A. (2000) Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 375–389.
- Haslam, S.M. (1969) The development and emergence of buds in *Phragmites communis*. *Annals of Botany*, **33**, 289–301.
- Heim, P.-J. (1963) Das Nuolener Ried. *Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich*, **108**, 459–465.
- Hirose, T. & Werger, M.J. (1995) Canopy structure and photon flux partitioning among species in a herbaceous plant community. *Ecology*, **76**, 466–474.
- Hocking, P.J. (1989) Seasonal dynamics of production, nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Stuedel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. I. Whole plants. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **40**, 421–444.
- Klötzli, F. (1969) Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. *Beiträge zur Geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz*, **52**, 1–296.
- Marti, K. & Müller, R. (1993) *Überprüfung des Pufferzonen-Schlüssels der BFÖ (1986) auf seine Wirksamkeit in der Praxis*. Bericht zuhanden des Amtes für Raumplanung des Kantons Zürich,
- Mochnacka-Lawacz, H. (1975) Description of the common reed (*Phragmites communis* Trin.) against habitat conditions, and its role in the overgrowing of lakes. *Ekologia Polska*, **23**, 545–572.
- Mook, J.H. & Van der Toorn, J. (1982) The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis* II. Effects on yield and its relationships with shoot density. *Journal of Applied Ecology*, **19**, 501–517.
- Oberdorfer, E. (1993) *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften*. Jena.
- Van der Toorn, J. & Mook, J.H. (1982) The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis* I. Effects of burning, frost and insect damage on shoot density and shoot size. *Journal of Applied Ecology*, **19**, 477–499.
- Wildi, O. & Klötzli, F. (1978) Seeufervegetation, Moor- und Streuwiesen. Geobotanische Bestandesaufnahme. *Frauenwinkel, Altmatt, Lauerzersee. Geobotanische, ornithologische und entomologische Studien* (eds. A. Bettschart), pp. 5–15. Bericht der Schwyzerischen Naturforschenden Gesellschaft 7, Schwyz.
- Zobrist, L. (1935) Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchung des Schoenetum nigricantis im nordostschweizerischen Mittellande. *Beiträge zur Geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz*, **18**, 1–144.

### 3. Morphologische Eigenschaften von Schilf in Streuwiesen und Bedeutung für die Messung des Verschilfungsgrades

Eine relativ genaue Einschätzung der Schilfbiomasse sowie der beschattenden Wirkung des Schilfes in einer Streuwiese ist möglich, wenn nicht nur die Halmdichte, sondern auch die mittlere Halmlänge erfasst wird. Für eine grobe Beurteilung genügt die Halmdichte.

#### 3.1. Einleitung und Fragestellung

Der Verschilfungsgrad von Streuwiesen kann auf unterschiedliche Art und Weise quantifiziert werden. In bisherigen Untersuchungen wurde häufig nur die Halmdichte (Halmzahl pro m<sup>2</sup>) erhoben (z.B. Marti & Müller 1993). Um die Verschilfung bei Kartierungsarbeiten zu berücksichtigen, wurden aufgrund der Halmdichte Klassen gebildet (Wildi & Klötzli 1978). Die Verwendung der Halmdichte als Mass für den Verschilfungsgrad ist naheliegend, da sie anschaulich und einfach zu erheben ist. Für die ökologisch-naturschützerische Bedeutung des Schilfs ist die Halmdichte an und für sich aber kein ausgekräftigtes Mass (Cowie *et al.* 1992). Die Besiedlung durch Insekten hängt beispielsweise massgeblich vom Halmdurchmesser ab (Tscharntke 1990, 1999) und die Besiedlung durch Vögel von verschiedenen strukturellen Merkmalen wie Halmgrösse oder Anwesenheit von Tothalmen (Bairlein 1981; Ostendorp 1993a). Die Rolle des Schilfs für Ökosystemprozesse dürften primär von dessen Biomasse und Nährstoffgehalten abhängen (Ostendorp 1988, 1995; van den Wyngaert 2001), und die Konkurrenzwirkung auf andere Pflanzenarten von der verursachten Beschattung; für letztere könnten Biomasse, Halmlänge oder Blattflächenindex sowie die Streumenge geeignete Masse sein (Gaudet & Keddy 1988; Lenssen *et al.* 2000).

In diesem Kapitel werden Zusammenhänge zwischen einfach messbaren morphologischen Eigenschaften von Schilfbeständen (Dichte, Länge, Durchmesser der Halme) und verschiedenen ökologisch relevanten Variablen (Biomasse, Fertilität, Beschattung) untersucht. Zum einen soll beurteilt werden wie genau die Halmdichte Auskunft über ökologisch relevante Variablen gibt. Zum anderen wird der Frage nachgegangen, wie sich Biomasse und Beschattung am besten mittels einfacher Messungen im Feld schätzen lassen.

#### 3.2. Methoden

Zusammenhänge zwischen Halmdichte, Halmgrösse, oberirdischer Schilfbiomasse und Lichtbedingungen wurden in verschiedenen Streuwiesen der Region Zürich (vgl. Kapitel 2) sowie in Flachmooren am Neuenburger See (Güsewell *et al.* 2000) untersucht.

In 93 Quadraten mit einer Fläche von je 4 m<sup>2</sup> wurden im August 1995-96 die Halmdichte, die mittlere Halmlänge, der mittlere Halmdurchmesser (vgl. Kapitel 2.2) und der Anteil blühender Halme ermittelt. Lineare Zusammenhänge zwischen all diesen Variablen wurden als Pearson-Korrelationskoeffizienten berechnet.

Insgesamt 486 Schilfhalme wurden zu verschiedenen Zeitpunkten (Juni–August 1996) in fünf der Streuwiesen geerntet. Um ein repräsentatives Spektrum der Halmgrössen zu erhalten, wurden dabei insgesamt 51 Quadrate von je 1 m<sup>2</sup> vollständig abgeerntet. Gemessen wurde für jeden Halm die Länge, der Durchmesser, die Anzahl entfalteter Blätter, sowie für etwa die Hälfte der Halme noch die Länge und Breite des grössten Blattes. Die Halme wurden anschliessend bei 70 °C getrocknet und gewogen. Mittels linearer Regression wurde geprüft, welche der morphologischen Variablen sich am besten zur Schätzung des Trockengewichtes eignen.

Die gefundenen Zusammenhänge wurden im August 2001 überprüft indem sie für 222 Schilfhalme aus den Untersuchungsflächen der Mahdexperimente im Kanton Zürich (vgl.

Kapitel 7) erneut berechnet wurden. Diese Flächen wurden seit 1995 einmal oder zweimal pro Jahr gemäht. Die Auswertung erfolgte für die beiden Behandlungen getrennt.

Für 33 Schilfhalme (von sechs Streuwiesen je 5–7 Halme) wurden neben Halmlänge und -durchmesser auch die Längen, Breiten und Oberflächen aller Blätter ausgemessen. Letzteres erfolgte mit Hilfe eines Blattflächen-Integrators der Firma Li-Cor Inc., Lincoln Nebraska, USA). Hieraus wurden lineare Regressionsgleichungen zur Schätzung der Blattfläche eines einzelnen Halmes berechnet. Der Blattflächenindex ergibt sich aus der Multiplikation dieser Blattflächen mit der Halmdichte.

Die beschattende Wirkung des Schilfs in Abhängigkeit von Halmdichte und Halmgrösse wurde ermittelt, indem neun unterschiedlich stark verschilfte Quadrate (ca. 2 m<sup>2</sup>) im Frühjahr 1997 von allen anderen Pflanzenarten befreit wurden, so dass Schilf-Reinbestände entstanden. In diesen wurde bis Mitte August monatlich die Lichtintensität 50 cm über der Bodenoberfläche gemessen. Gleichzeitig wurde die Länge aller Schilfhalme ausgemessen. Zusammenhänge zwischen der Lichtintensität und dem Produkt aus Halmdichte und mittlerer Halmlänge wurden mittels linearer Regression nach logarithmischer Transformation ermittelt.

### 3.3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.3.1. Korrelation der Variablen

Halmlänge und Halmdurchmesser waren stark positiv miteinander korreliert, sowohl beim Vergleich einzelner Schilfhalme (Tab. 3.1.A) als auch beim Vergleich der Mittelwerte pro Quadrat (Tab. 3.1.B). Eine gute Korrelation bestand bei Einzelhalmen auch zwischen der Halmlänge und der Länge des grössten Blattes, während die Anzahl Blätter nur mässig mit der Halmlänge oder dem Halmdurchmesser korrelierte (Tab. 3.1.A). Beim Vergleich der Quadrate bestand zwischen der Halmdichte (Anzahl Halme m<sup>-2</sup>) und der mittleren Grösse der Halme kaum eine Korrelation. Hingegen waren die mittlere Halmlänge und der mittlere Halmdurchmesser gut mit dem Anteil blühender Halme korreliert (Tab. 3.1.B).

Die hohen positiven Korrelationen zwischen Länge, Durchmesser und Blattgrösse bedeuten, dass sich die untersuchten Schilfhalme morphologisch kaum unterscheiden. Im Gegensatz hierzu beschrieben andere Autoren verschiedene Ökotypen mit deutlich unterschiedlicher Morphologie (z.B. Dykyjová 1978). Vermutlich sind in den Streuwiesen die Wachstumsbedingungen so einheitlich, dass nur ein Ökotyp oder aber sehr ähnliche Ökotypen hier vorkommen. Praktisch bedeutet dies, dass für einfache Schätzungen des Verschilfungsgrades eine dieser Variablen als Mass für die Grösse der Schilfhalme genügt.

**Tab. 3.1.** Korrelationen (Pearson-Korrelationskoeffizienten) zwischen morphologischen Merkmalen von *Phragmites australis*. (A) Einzelne Halme ( $n = 486$ ); (B) Mittelwerte aller Halme in 1-m<sup>2</sup>-Quadraten ( $n = 93$ )

**Table 3.1.** Correlations (Pearson correlation coefficients) between morphological traits of *Phragmites communis*. (A) Traits measured on single shoots ( $n = 486$ ); (B) Means of all shoots within 1-m<sup>2</sup> plots ( $n = 93$ )

(A) Einzelhalme	Halm- länge	Durch- messer	Blatt- zahl	Blatt- breite
Halmdurchmesser	0.87			
Blattzahl	0.62	0.52		
Blatlänge	0.81	0.74	0.56	0.79
(b) 1-m <sup>2</sup> Quadrate	Halm- länge	Durch- messer	Halm- dichte	
Halmdurchmesser	0.91			
Halmdichte	0.35	0.17		
Anteil blühende Halme	0.86	0.80	0.06	

### 3.3.2. Schätzung der oberirdischen Biomasse einzelner Halme

Das Trockengewicht einzelner Schilfhalme (TG in g) kann mit einer guten Genauigkeit aus dem Produkt von Halmlänge (cm) und Halmdurchmesser (mm) geschätzt werden:

$$\log(\text{TG}) = -2.4 + 1.2 \times \log(\text{Länge} \times \text{Durchmesser}), r^2 = 0.92$$

Der Wert  $r^2$  bedeutet, dass die Varianz der Trockengewichte der geernteten Schilfhalme zu 95% durch diese Regression erklärt werden konnte. Dieser Anteil erhöhte sich sogar auf 97%, falls für jede Streuwiese und jeden Probenahmezeitpunkt (Juni, Juli oder August) unterschiedliche Regressionskoeffizienten verwendet wurden. Doch auch mit der Halmlänge allein konnten 88% der Varianz im Trockengewicht erklärt werden (bzw. 92% bei Verwendung orts- und monatspezifischer Regressionskoeffizienten)

$$\log(\text{TG}) = -2.9 + 1.8 \times \log(\text{Länge}), r^2 = 0.88$$

Der Halmdurchmesser war ein etwas weniger guter Indikator der Halmbiomasse:

$$\log(\text{TG}) = -0.89 + 2.5 \times \log(\text{Durchmesser}), r^2 = 0.80$$

Die Blattzahl war offenbar zur Schätzung der Halmbiomasse nicht geeignet: nur 39% der Varianz konnten erklärt werden.

Mit Halmen aus den Mahdexperimenten wurden im August 2001 noch einmal praktisch dieselben Beziehungen erhalten (Abb. 3.1). Obwohl die Halme in den Quadraten mit Junimahd, wo der zweite Aufwuchs untersucht wurde, deutlich kleiner waren als in den Kontrollflächen ohne Junimahd, hing das Trockengewicht in gleicher Weise von Halmlänge und Halmdurchmesser ab:

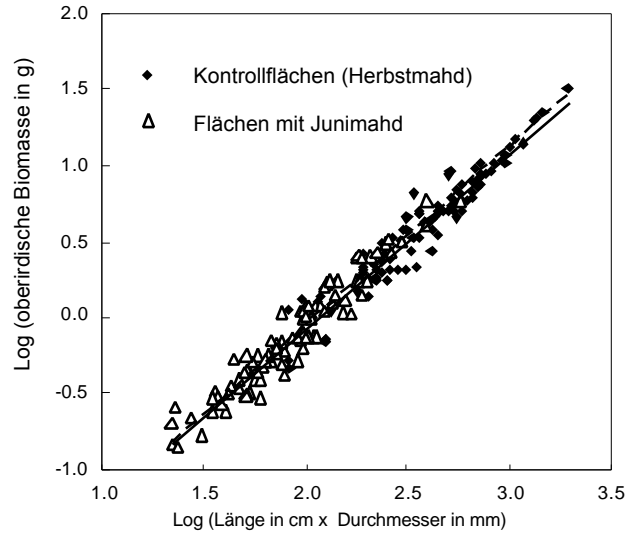
$$\text{Flächen mit Junimahd: } \log(\text{TG}) = -2.22 + 1.11 \times \log(\text{Länge} \times \text{Durchmesser}), r^2 = 0.86$$

$$\text{Kontrollflächen: } \log(\text{TG}) = -2.37 + 1.15 \times \log(\text{Länge} \times \text{Durchmesser}), r^2 = 0.93$$

Die Tatsache, dass sich die Halmlänge, und nicht der Halmdurchmesser, am besten zur Schätzung der Schilfbiomasse eignet, legt nahe, bei Untersuchungen vor allem erstere zu erfassen. Andere Autoren betrachteten hingegen den Halmdurchmesser als wichtigstes Merkmal (Mook & Van der Toorn 1982; Ostendorp 1993a,b). Diese Autoren arbeiteten allerdings in aquatischen Schilf-Reinbeständen mit sehr viel grösseren Halmen als in den untersuchten Streuwiesen. Grosse Halme ermöglichen eine genaue Messung des Durchmessers, während der relative Messfehler bei kleinen Durchmessern hoch ist, auch bedingt durch die leicht ovale Form der Halme. Eigene Versuche zeigten, dass sich die Halmlänge deutlich reproduzierbarer messen lässt als der Durchmesser. Der Halmdurchmesser hat in aquatischen Schilfbeständen eine unmittelbare Bedeutung, z.B. für die Halmstabilität oder für die Besiedlung durch Vögel und Insekten (Ostendorp 1993a,b). Für die Konkurrenzkraft des Schilfs in Streuwiesen dagegen dürfte die Höhe viel entscheidender sein (Gaudet & Keddy 1988; Hirose & Werger 1995). Besonders gute Zusammenhänge zwischen der Höhe einer Pflanze und anderen morphologischen Merkmalen wurden für Feuchtwiesen auch von Graf (1996) und Hills & Murphy (1996) beschrieben.

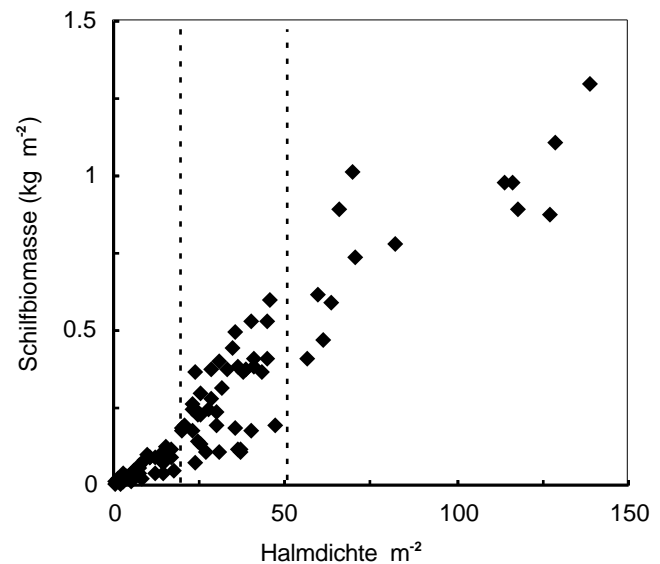
**Abb. 3.1.** Beziehung zwischen der Biomasse von Schilfhalmen und dem Produkt aus Halmlänge und Halmdurchmesser im August 2001 in Flächen, die seit 1995 unterschiedlich bewirtschaftet wurden (Mahdversuche, vgl. Kapitel 7). In den Flächen mit Junimahd wurden Schilfhalme des zweiten Aufwuchses nach dem Schnitt untersucht

**Fig. 3.1.** Allometric relationships between the biomass of *Phragmites* shoots and the product of shoot length and shoot diameter in August 2001 in differently managed plots. In plots mown in June the relationship was determined for shoots re-grown after the June cut



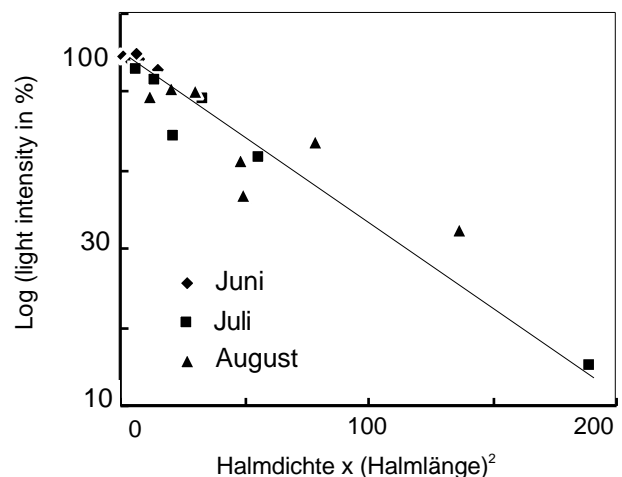
**Abb. 3.2.** Zusammenhang zwischen Halmdichte und oberirdischer Schilfbiomasse in 93 Quadraten (1 m<sup>2</sup>). Die gestrichelten Linien entsprechen den Grenzen der Schilfklassen nach Marti & Müller (1993)

**Fig. 3.2.** Relation between shoot density and estimated aboveground biomass of *Phragmites* in 93 plots (1-m<sup>2</sup>). The dashed lines indicate the limits of shoot density classes according to Marti & Müller (1993)



**Abb. 3.3.** Lichtintensität in 50 cm Höhe, gemessen zu drei Zeitpunkten in reinen Schilfbeständen (Quadrate, von denen alle anderen Arten entfernt wurden), als Funktion des Produktes aus Halmdichte und quadrierter Halmlänge. Dieses Produkt ist mit dem Blattflächeindex korreliert

**Fig. 3.3.** Light intensity at a height of 50 cm, measured at three times in pure *Phragmites* stands (plots in which all other species were removed), as a function of the product of shoot density and squared culm length. This product is correlated with the leaf area index



### 3.3.3. Schätzung der oberirdischen Biomasse pro Flächeneinheit

Die Summe der Trockengewichte aller Halme in einem 1-m<sup>2</sup>-Quadrat ('oberirdische Biomasse des Schilfs', OBS) war für die 51 beprobten 1-m<sup>2</sup>-Quadrate gut mit der Anzahl und mittleren Grösse der Halme (Länge in cm, Durchmesser in mm) korreliert. Eine Regression ergab die Gleichung:

$$\text{Log (OBS)} = -1.97 + \log (\text{Halmdichte}) + 1.04 \times \log (\text{Länge} \times \text{Durchmesser}), r^2 = 0.94$$

Mittels dieser Beziehung wurde die OBS für 93 weitere 4-m<sup>2</sup>-Quadrate geschätzt und gegen die Halmdichte aufgetragen (Abb.3.2). Die OBS war mit der Halmdichte insgesamt relativ gut korreliert, entsprechend der Regressionsgleichung

$$\text{Log (OBS)} = -0.61 + 1.17 \times \log (\text{Halmdichte}), r^2 = 0.88$$

Die Streuung der Einzelwerte war jedoch insbesondere im Bereich mittlerer Halmdichten (20-60 Halme m<sup>-2</sup>) recht gross. Die Berücksichtigung der mittleren Halmgrösse (z.B. Halmlänge) ist für eine genauere Schätzung der OBS daher notwendig.

Falls das Ausmessen aller Halme in einer Fläche zu aufwendig ist, kann die mittlere Halmlänge auch relativ gut aufgrund der Grösse der (beispielsweise) zehn längsten Halme der Fläche geschätzt werden. Bei dieser Schätzung ist die Halmdichte zu berücksichtigen, denn je mehr Halme in einer Fläche wachsen, desto mehr weicht die mittlere Länge der zehn grössten Halme von der mittleren Länge aller Halme ab:

$$\log (\text{mittlere Länge}) = \log (\text{Länge 10 Halme}) + 0.264 - 0.286 \log (\text{Halmdichte}); r^2=0.87$$

### 3.3.4. Schätzung von Blattflächenindex und Beschattung

Die Messungen der Blattflächen ergaben, dass die mittlere Oberfläche der Blätter eines Schilfhalmes relativ gut mit dessen Länge korreliert ist:

$$\text{Mittlere Oberfläche} = 9.4 + 10.2 \times (\text{Halmlänge})^2 \quad r^2 = 0.83$$

Der Blattflächenindex (Leaf Area Index, LAI) kann deshalb recht genau geschätzt werden, wenn die Länge und Blattzahl aller Halme in der Fläche bekannt ist:

$$\text{LAI} = \text{Summe der Produkte aus Blattzahl und mittlerer Oberfläche.}$$

Werden die Blätter nicht gezählt, so dass nur die Halmlängen oder Halmdurchmesser bekannt sind, so wird die Schätzung des Blattflächenindexes deutlich weniger genau:

$$\text{Blattflächenindex} = \text{Halmdichte} \times (43 + 120 \times (\text{Halmlänge})^2) \quad r^2 = 0.71$$

$$\text{Blattflächenindex} = \text{Halmdichte} \times (35 + 10 \times (\text{Halmdurchmesser})^2) \quad r^2 = 0.59$$

Ein Vergleich von morphologischen Messungen mit Lichtmessungen zeigte, dass die beschattende Wirkung des Schilfes (gemessen als Lichtintensität auf 50 cm Höhe in reinen Schilfbeständen) sehr gut anhand der Halmdichte und mittleren Halmlänge beurteilt werden kann (Abb. 3.3):

$$\text{Log (Lichtintensität in \%)} = 2 - 0.0046 \times \text{Dichte} \times \text{Länge}^2 \quad r^2 = 0.95$$

Die Schlussfolgerung ist, dass es für praktische Zwecke meist sinnvoll ist, den Verschilfungsgrad anhand der zwei Variablen Halmdichte und mittlere Halmlänge im Feld zu erheben. Weitere Untersuchungen (hier nicht gezeigt) ergaben, dass für eine genaue Quantifizierung entweder so grosse oder so viele Aufnahmeflächen gewählt werden sollten, dass die Halmdichte auf einer Zählung von mindestens 200 Halmen beruht. Die Halmlänge kann für eine geringere Halmzahl bestimmt werden (Güsewell & Klötzli 1997).

### 3.4. Literatur

- Bairlein, F. (1981) Ökosystemanalyse der Rastplätze von Zugvögeln: Beschreibung und Deutung der Verteilungsmuster von ziehenden Kleinvögeln in verschiedenen Biotopen der Stationen des "Mettnau-Reit-Illmütz-Programmes". *Ökologie der Vögel*, **3**, 7–137.
- Cowie, N.R., Sutherland, W.J., Dithogo, M.K.M. & James, R. (1992) The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 277–284.
- Dykyjová, D. (1978) Intraspecific and clonal variability and its importance for production estimates. *Pond littoral ecosystems. Ecological studies* **28** (eds. D. Dykyjová & J. Kvet), pp. 159–163. Springer, Berlin.
- Gaudet, C.L. & Keddy, P.A. (1988) A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*, **334**, 242–243.
- Graf, U. (1996) Zur Stabilität von Kleinseggenrasen in eutrophen Umland. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel*, **127**, 1–148.
- Güsewell, S. & Klötzli, F. (1997) Measuring the abundance of *Phragmites communis* Trin. in wet meadows: A methodological investigation. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **63**, 11–24.
- Güsewell, S., Le Nédic, C. & Buttler, A. (2000) Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 375–389.
- Hills, J.M. & Murphy, K.J. (1996) Evidence for consistent functional groups of wetland vegetation across a broad geographical range of Europe. *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 51–63.
- Hirose, T. & Werger, M.J. (1995) Canopy structure and photon flux partitioning among species in a herbaceous plant community. *Ecology*, **76**, 466–474.
- Lenssen, J.P.M., Menting, F.B.J., van der Putten, W.H. & Blom, C.W.P.M. (2000) Variation in species composition and species richness within *Phragmites australis* dominated riparian zones. *Plant Ecology*, **147**, 137–146.
- Marti, K. & Müller, R. (1993) *Überprüfung des Pufferzonen-Schlüssels der BFÖ (1986) auf seine Wirksamkeit in der Praxis*. Bericht zuhanden des Amtes für Raumplanung des Kantons Zürich,
- Mook, J.H. & Van der Toorn, J. (1982) The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis* II. Effects on yield and its relationships with shoot density. *Journal of Applied Ecology*, **19**, 501–517.
- Ostendorp, W. (1988) Nährstoffkreisläufe und Nährstoffakkumulation in Seeufer-Schilfröhrichten, am Beispiel des Bodensee-Untersees. *Telma*, **18**, 351–372.
- Ostendorp, W. (1993a) Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa* (eds. W. Ostendorp & P. Krumscheid-Plankert), pp. 149–162. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- Ostendorp, W. (1993b) Schilf als Lebensraum. *Beiheft zur Veröffentlichung für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg*, **68**, 173–280.
- Ostendorp, W. (1995) Impact of winter reed harvesting and burning on the nutrient economy of reed beds. *Wetlands Ecology and Management*, **3**, 233–248.
- Tscharntke, T. (1990) Reaktionen des Schilfs (*Phragmites australis*) auf Insektenfraß. *Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichpflanzen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* **71** (eds. H. Sukopp & M. Krauss), pp. 182–190. Fachbereich 14- Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Berlin.
- Tscharntke, T. (1999) Insects on common reed (*Phragmites australis*): community structure and the impact of herbivory on shoot growth. *Aquatic Botany*, **64**, 399–410.
- van den Wyngaert, I. (2001) *Grazing of extensive reed beds by moulting Greylag geese: effects on nutrient dynamics and growth of the Phragmites australis vegetation and consequences for the lake ecosystem. Ph.D. Thesis*. Utrecht University, Utrecht, The Netherlands.
- Wildi, O. & Klötzli, F. (1978) Seeufervegetation, Moor- und Streuwiesen. Geobotanische Bestandesaufnahme. *Frauenwinkel, Altmatt, Lauerzersee. Geobotanische, ornithologische und entomologische Studien* (eds. A. Bettschart), pp. 5–15. Bericht der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft 7, Schwyz.

## 4. Verschilfung und Standortsbedingungen

Die Zeigerwerte und die oberirdische Biomasse der Vegetation von unterschiedlich verschilften Streuwiesen zeigen, dass die Verschilfung vor allem mit der Produktivität des Standorts zusammenhängt, nicht aber mit der Bodenfeuchtigkeit oder der Bodenreaktion. Mit zunehmender Produktivität erhöht sich nicht nur die Biomasse, sondern auch die Dominanz des Schilfs, d.h. sein Anteil an der gesamten oberirdischen Biomasse.

### 4.1. Einleitung und Fragestellung

Der wichtigste Lebensraum des Schilfs im Mitteleuropa sind flache Gewässer und Uferzonen, d.h. ständig nasse bis überflutete Standorte (Hürlimann 1951). Die Art kann aber auch an deutlich trockeneren Standorten vorkommen, falls sie dort gegen andere Arten zu konkurrieren vermag (Haslam 1970). So bestimmen in Feuchtwiesen die Bodenbedingungen und die Bewirtschaftung gemeinsam, wie dominant das Schilf werden kann (Hürlimann 1951; Haslam 1971). Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass Schilf unter nährstoffreichen Bedingungen an Konkurrenzkraft gewinnt und sich ausbreiten kann und dass feuchte Standorte von der Verschilfung eher betroffen sind als nasse (Marks *et al.* 1994; Brülisauer & Klötzli 1998).

Ökologische Zeigerwerte stellen ein relativ grobes, aber sehr einfaches und - bei ausreichend artenreicher und naturnaher Vegetation - relativ zuverlässiges Instrument zur Beurteilung von Standortsbedingungen dar (Böcker *et al.* 1983; Melman *et al.* 1988; Briemle 1991; Hill & Carey 1997; Dzwonko 2001). Die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Vegetationsaufnahmen (siehe Kapitel 2) können also dazu verwendet werden, die Zusammenhänge zwischen Verschilfung und Standortsbedingungen zu untersuchen. Hierbei interessiert vor allem, ob Unterschiede im Verschilfungsgrad mit Unterschieden in der Nährstoffversorgung, dem Grundwasserstand oder der Bodenreaktion zusammenhängen.

Als direktes Mass für die Produktivität der Vegetation wurde zudem in einem Teil der Flächen die oberirdische Biomasse aller Pflanzenarten bestimmt. Mit diesen Daten wurde geprüft, ob nicht nur die Schilfbiomasse mit zunehmender Produktivität der Vegetation zunimmt, sondern auch die Dominanz des Schilfs gegenüber den anderen Arten, d.h. sein Anteil an der Gesamtbiomasse.

### 4.2. Methoden

Grundlage für die Zeigerwertanalyse bildeten die im Kapitel 2 beschriebenen Vegetationsaufnahmen auf Flächen von 4 m<sup>2</sup> in elf Streuwiesen der Region Zürich (Tab. 2.1). Für jede Aufnahmefläche wurden gewichtete mittlere Zeigerwerte nach Landolt (1977) berechnet. Als Gewichte wurden die Deckungsgrade nach Braun-Blanquet verwendet, wobei + durch 1, 1 durch 2, 2 durch 3 usw. ersetzt wurden. Schilf erhielt dabei grundsätzlich das Gewicht 0, d.h. es wurde in die Berechnung nicht einbezogen. Die erhaltenen Zeigerwerte wurden dann mit der oberirdischen Schilfbiomasse in den Aufnahmeflächen korreliert, wobei Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten verwendet wurden. Die Korrelationen wurden für den gesamten Datensatz und für jede Streuwiese einzeln berechnet. Ferner wurden die Vegetationsaufnahmen in drei Verbände eingeteilt (*Molinion*, *Caricion davallianae*, *Filipendulion* vgl. Kapitel 2). Die mittleren Zeigerwerte der Verbände und die Korrelationen zwischen Zeigerwerten und Schilfbiomasse innerhalb jedes Verbandes wurden berechnet.

In insgesamt 72 Aufnahmeflächen wurde im August 1996 die oberirdische Biomasse der Vegetation auf einer Fläche von 0.5 m<sup>2</sup> geerntet. Die Proben wurden in 'Schilf' und 'andere Arten' eingeteilt, bei 70°C getrocknet und gewogen. Die auf diese Art ermittelte Schilfbiomasse war allerdings wegen der kleinen Flächengröße weniger genau als die



aufgrund von morphologischen Messungen auf einer Fläche von 4 m<sup>2</sup> geschätzte oberirdische Biomasse. Für die Auswertung wurden deshalb die geschätzten Werte verwendet. Die Summe der 'Biomasse der anderen Arten' und der geschätzten Schilfbiomasse ergab die Gesamtbiomasse für das jeweilige Quadrat (in g m<sup>-2</sup>). Der Schilfanteil in der Biomasse berechnete sich als  $\frac{\text{Schilfbiomasse}}{(\text{Schilfbiomasse} + \text{Biomasse andere Arten})}$

### 4.3. Ergebnisse

#### 4.3.1. Zeigerwerte der Vegetation

Innerhalb der meisten Streuwiesen war die Schilfbiomasse positiv mit der mittleren Nährstoffzahl der Vegetation und negativ mit der Lichtzahl korreliert. Stärker verschilfte Flächen waren demnach nährstoffreicher und boten den Pflanzen schlechtere Lichtbedingungen. In fünf Wiesen wurde eine Korrelation mit der Reaktionszahl gefunden, viermal negativ und einmal positiv. Nur in drei Wiesen war die Schilfbiomasse mit der Feuchtezahl korreliert; zweimal negativ und einmal positiv (Tab. 4.1).

Wenn alle 241 Aufnahmen gemeinsam betrachtet wurden, war die Nährstoffzahl positiv und die Lichtzahl negativ mit der Schilfbiomasse korreliert, wobei die Flächen in denen Schilf völlig fehlte eine Ausnahme darstellten und ähnliche Zeigerwerte hatten wie stark verschilfte Flächen (Abb. 4.1.a,b). Zwischen der Schilfbiomasse und der Feuchtezahl oder der Reaktionszahl war kein Zusammenhang zu erkennen (Abb. 4.1.c,d).

Die drei pflanzensoziologischen Verbände unterschieden sich signifikant bezüglich der Nährstoff-, Licht- und Feuchtezahl, nicht aber bezüglich der Reaktionszahl (Tab. 4.2). Kleinseggenrieder waren besonders nährstoffarm und nass und boten die besten Lichtbedingungen. Pfeifengraswiesen waren ebenfalls nährstoffarm, aber trockener. Hochstaudenrieder waren deutlich nährstoffreicher als die beiden anderen Vegetationstypen. Innerhalb der Verbände war die Nährstoffzahl positiv und die Lichtzahl meist negativ mit der Schilfbiomasse korreliert (Tab. 4.2).

**Tab. 4.1.** Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den gewichteten ökologischen Zeigerwerten der Vegetation (Landolt 1977) und dem Verschilfungsgrad (Schilfbiomasse) für jede der untersuchten Streuwiesen (die sehr ähnlichen Flächen K1 und K2 vereint); nur signifikante Korrelationen ( $P < 0.05$ ) sind angegeben.

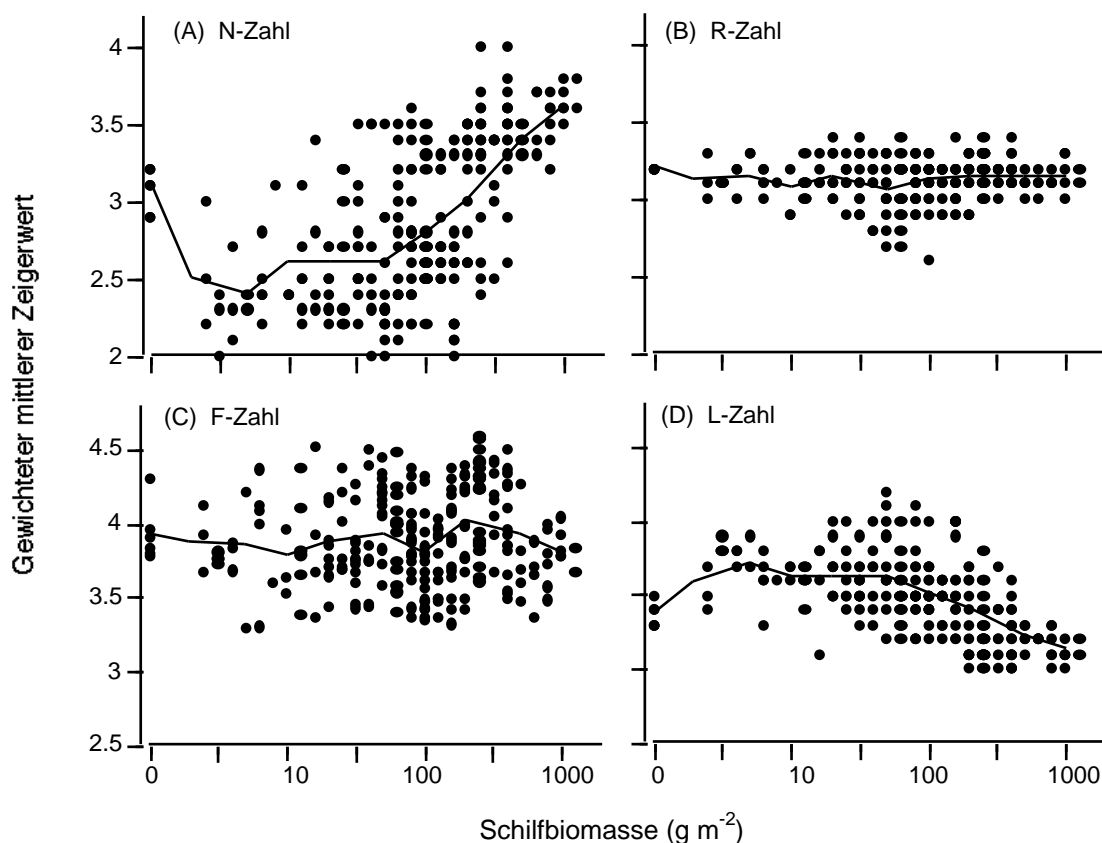
**Table 4.1.** Spearman rank correlations between the weighted average ecological indicator values of the vegetation and the aboveground biomass of *Phragmites* for each of the fen meadows investigated (sites K1 and K2 pooled); only significant correlations ( $P < 0.05$ ) are given

	Nährstoffe	Feuchtigkeit	Reaktion	Licht
K1/2	0.76			-0.72
G1	0.54		-0.47	-0.56
G2				
G3	0.68			-0.56
G4	0.61			-0.52
G5	0.63	-0.44	-0.58	-0.52
Z1	0.82	0.36		-0.81
Z2	0.60	-0.56	0.70	-0.63
Z3	0.68		-0.56	-0.66
P1	0.40		-0.47	

**Tab. 4.2.** Mittlere ökologische Zeigerwerte der Vegetation (Landolt 1977) in drei Typen von Streuwiesen (pflanzensoziologische Verbände) und Signifikanz ( $P$ ) der Unterschiede zwischen Verbänden (Kruskal-Wallis Test) sowie Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten ( $r_s$ ) zwischen Zeigerwerten und Verschilfungsgrad (Schilfbiomasse) innerhalb jedes Verbandes; nur signifikante Korrelationen ( $P < 0.05$ ) sind angegeben.

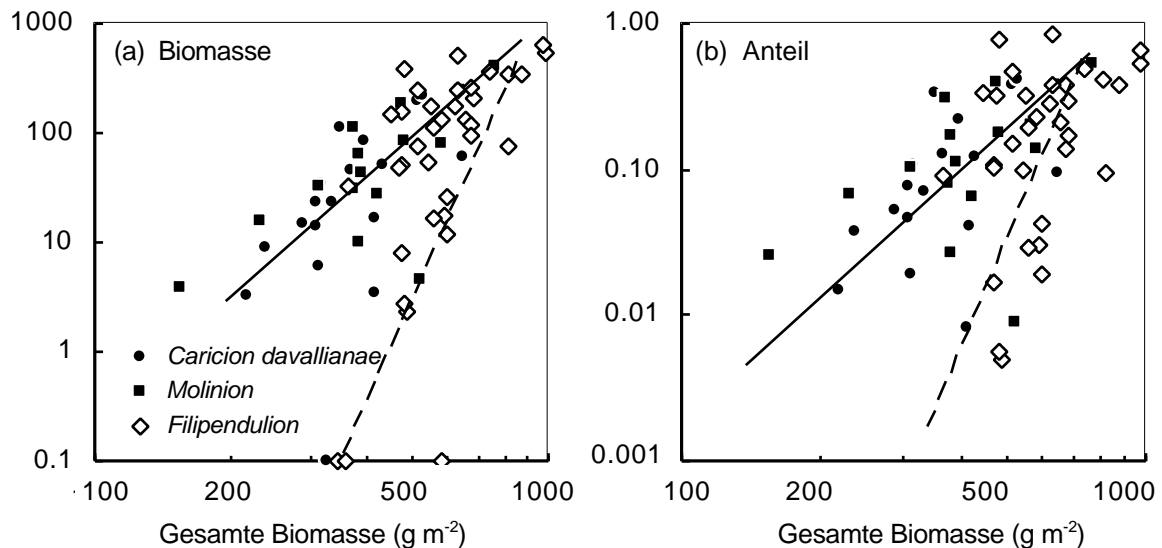
**Table 4.2.** Average ecological indicator values (Landolt 1977) of the vegetation in three types of fen meadows (phytosociological alliances), significance of differences among alliances (Kruskal Wallis test), and Spearman rank correlations ( $r_s$ ) between indicator values and the aboveground biomass of *Phragmites* within alliances; only significant correlations ( $P < 0.05$ ) are indicated.

	Nährstoffe		Feuchtigkeit		Reaktion		Licht	
	Mittel	$r_s$	Mittel	$r_s$	Mittel	$r_s$	Mittel	$r_s$
Kleinseggenrieder	2.4	0.30	4.1	-	3.1	-	3.7	-
Pfeifengraswiesen	2.6	0.30	3.7	-	3.1	-	3.5	-0.31
Hochstaudenrieder	3.4	0.59	3.9	-	3.2	-	3.2	-0.54
$P$	< 0.001		< 0.001		ns		< 0.001	



**Abb. 4.1.** Gewichtete mittlere ökologische Zeigerwerte der Vegetation in Abhängigkeit vom Verschilfungsgrad (Schilfbiomasse): (A) Nährstoffzahl, (B) Feuchtezahl, (C) Reaktionszahl (Boden-pH) und (D) Lichtzahl. Die Punkte geben die Werte der einzelnen Flächen an, und die Linien den Verlauf der Mittelwerte.

**Fig. 4.1.** Average ecological indicator values of the vegetation for (A) nutrients, (B) soil moisture, (C), soil reaction (pH) and (D) light in relation to the aboveground biomass of *Phragmites*. Symbols represent individual plots, lines indicate mean values for ten classes of *Phragmites*.



**Abb. 4.2.** Zusammenhang zwischen der gesamten oberirdischen Biomasse der Vegetation in Streuwiesen und (a) der oberirdischen Biomasse des Schilfes und (b) dem Schilfanteil in der Biomasse. Die feinen Linien wurden von Hand eingezeichnet um die durch die Daten angedeuteten je nach Verband unterschiedlichen Zusammenhänge zu verdeutlichen.

**Fig. 4.2.** Relation between the total aboveground biomass of the vegetation and (a) the aboveground biomass of *Phragmites australis* or (b) the contribution of *Phragmites* to total biomass in 72 plots in fen meadows. Lines were drawn manually to visualize the different relations suggested by the data for the *Filipendulion* and for the two other alliances.

#### 4.3.2. Verschilfungsgrad und Gesamtbiomasse

Die Schilfbiomasse war positiv mit der gesamten oberirdischen Biomasse korreliert (Spearman Rangkorrelation  $r_s = 0.65$ ; Abb. 4.2.a). Zwischen der Schilfbiomasse und der Biomasse der anderen Arten bestand hingegen keine Korrelation ( $r_s = 0.08$ ). Der Schilfanteil in der gesamten oberirdischen Biomasse war positiv mit letzterer korreliert ( $r_s = 0.52$ , Abb. 4.2.b). In anderen Worten, je produktiver die Vegetation war, desto höher war die Schilfbiomasse und desto mehr wurde die Vegetation durch das Schilf dominiert. Dies galt auch dann, wenn jeder der drei Verbände getrennt betrachtet wurde ( $r_s = 0.52$ – $0.59$ ). Bei gegebener gesamter oberirdischer Biomasse waren aber die Schilfbiomasse und somit auch der Anteil Schilf in den Verbänden *Caricion davallianae* und *Molinion* tendenziell höher als im Verband *Filipendulion* (Abb. 4.2.a,b).

#### 4.4. Diskussion

Die Befunde zu den Zeigerwerten bestätigen auch für eine grössere Anzahl Flächen die Ergebnisse von Brülisauer (1996) und Brülisauer & Klötzli (1998), wonach Schilf vor allem an nährstoffreichen Stellen vordringt, während es keineswegs an nasse Stellen gebunden ist, und kaum durch den pH des Bodens beeinflusst wird. Die Ergebnisse der Zeigerwertanalyse wurden diesbezüglich durch die direkten Messungen der Biomasse unterstützt. Dass Verschilfung oft eine Folge von Eutrophierung ist, wurde bereits von Klötzli (1986) beschrieben. Auch im Osten der USA, wo die Verschilfung ebenfalls ein aktuelles Problem ist, wird diese neben anderen Ursachen mit Eutrophierung in Verbindung gebracht (Marks *et al.* 1994; Chambers *et al.* 1999).

Dass der Verschilfungsgrad nicht mit Feuchtigkeit und pH zusammenhängt, liegt unter anderem daran, dass die Variation für diese Faktoren innerhalb von Streuwiesen relativ gering ist. Wären sehr trockene oder überflutete bzw. extrem saure oder basenreiche Standorte eingeschlossen worden, hätte dies sicher zu Unterschieden in der Schilfbiomasse geführt. Die abnehmenden Licht-Zeigerwerte mit zunehmender Schilfbiomasse dürften eher eine Folge als

eine Ursache der Verschilfung darstellen: sie weisen darauf hin, dass sich lichtbedürftige Arten in stark verschilften Streuwiesen nicht halten können.

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass Flächen in denen Schilf ganz fehlt bezüglich ihrer Zeigerwerte den stark verschilften Flächen ähneln. In solchen Flächen sind gewöhnlich Arten wie *Juncus subnodulosus* oder verschiedene Grosseggen und Hochstauden dominant. Es ist anzunehmen, dass die zuletzt genannten Arten das Schilf verdrängen können (Buttery & Lambert 1965; Haslam 1971). Die Dominanz solcher Arten hat auf die Artenzusammensetzung der Vegetation ähnliche Auswirkungen wie starke Verschilfung (Wheeler & Giller 1982; Rosenthal 1992), was dann höhere mittlere N-Zeigerwerte und niedrigere L-Zeigerwerte zu Folge hat.

Einen weiteren Hinweis dafür, dass Schilf durch die Konkurrenz von hochwüchsigen Arten zurückgedrängt werden kann, liefert Abb. 4.2.b: Bei gleicher gesamten oberirdischen Biomasse war der Schilfanteil im Verband *Filipendulion* geringer als in den beiden anderen Verbänden. Es ist anzunehmen, dass die Konkurrenz durch Arten der Hochstaudenrieder stärker war als durch Arten der Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesen.

## 4.5. Literatur

- Böcker, R., Kowarik, I. & Bornkamm, R. (1983) Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, **11**, 35–56.
- Briemle, G. (1991) Abgrenzung von Feuchtgebieten unter botanisch-indikatorischen Aspekten. Die Feuchtezahl als Massstab für Nutzungs-Beschränkungen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, **23**, 182–185.
- Brülisauer, A. (1996) *Zu den Ursachen der Verschilfung von Streuwiesen im Schweizer Mittelland*. Forschungsbericht zuhanden des BUWAL, Zürich.
- Brülisauer, A. & Klötzli, F. (1998) Habitat factors related to the invasion of reeds (*Phragmites australis*) into wet meadows of the Swiss Midlands. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, **7**, 125–136.
- Buttery, B.R. & Lambert, J.M. (1965) Competition between *Glyceria maxima* and *Phragmites communis* in the region of Surlingham Broad. I. The competition mechanism. *Journal of Ecology*, **53**, 163–181.
- Chambers, R.M., Meyerson, L.A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.
- Dzwonko, Z. (2001) Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 942–951.
- Haslam, S.M. (1970) The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water supply. *Annals of Botany*, **34**, 867–877.
- Haslam, S.M. (1971) Community regulation in *Phragmites communis*. II. Mixed stands. *Journal of Ecology*, **59**, 75–88.
- Hill, M.O. & Carey, P.D. (1997) Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science*, **8**, 579–586.
- Hürlimann, H. (1951) *Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen*. Beiträge zur Geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz **30**, Bern.
- Klötzli, F. (1986) Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, **87**, 343–361.
- Landolt, E. (1977) Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, **64**, 1–208.
- Marks, M., Lapin, B. & Randall, J. (1994) *Phragmites australis* (P. communis): threats, management and monitoring. *Natural Areas Journal*, **14**, 285–294.
- Melman, T.C.P., Clausman, P.H.M.A. & Udo de Haes, H.A. (1988) The testing of three indicator value systems for trophic state in grasslands. *Vegetatio*, **75**, 143–152.
- Rosenthal, G. (1992) Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtwiesen. *NNA-Berichte*, **5**, 27–36.
- Wheeler, B.D. & Giller, K.E. (1982) Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk, in relation to the quantity of above-ground material. *Journal of Ecology*, **70**, 179–200.

## 5. Verschilfung, Artenzusammensetzung und Naturschutzwert der Vegetation

Verschilfte und unverschilfte Streuwiesen(teile) unterscheiden sich deutlich in ihrer Artenzusammensetzung. Arten von relativ nährstoffreichen, eher schattigen Standorten (Wald- und Saumarten) nehmen mit zunehmendem Verschilfungsgrad zu und Arten von nährstoffarmen Standorten (Moore, Magerwiesen) nehmen ab. Etwa doppelt soviel Arten kommen mit zunehmendem Verschilfungsgrad seltener vor als häufiger. Verschilfte Flächen enthalten insbesondere weniger Arten der Roten Liste und weniger moortypische Arten als unverschilfte und sind daher aus Naturschutzsicht weniger wertvoll. Deutlich werden diese Effekte, wenn die Schilfbiomasse  $200 \text{ g m}^{-2}$  überschreitet. Ob dies allerdings tatsächlich eine Folge der Verschilfung ist, oder ob Verschilfung einerseits, und Verdrängung der seltenen Arten durch verbreitete, konkurrenzkräftige Arten andererseits, lediglich gleichzeitig erfolgen, kann aus den korrelativen Daten nicht abgeleitet werden.

### 5.1. Einleitung und Fragestellung

Streuwiesen haben aus botanischer Sicht einen hohen Naturschutzwert, weil sie teilweise sehr artenreich sind und seltene oder bedrohte Pflanzenarten enthalten (Landolt 1991). Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten sind eng an die Standortsbedingungen und Bewirtschaftung von Streuwiesen gebunden (z.B. Klötzli 1979; Pfadenhauer 1987; Huemer 1996; Billeter & Diemer 2001). Da diese Arten als lichtbedürftig gelten, ist die Annahme naheliegend, dass sie bei zunehmender Schilfdichte und entsprechend ungünstigeren Lichtbedingungen verdrängt werden. Dies kann dann entweder zu einer Abnahme der Artenzahl oder zum Ersatz der verdrängten Arten durch schattentolerantere Arten führen. Aus Naturschutzsicht ist beides negativ zu werten, denn schattentolerantere Arten kommen auch in anderen Vegetationstypen vor und sind weniger gefährdet.

Die Frage ist allerdings, ob die in wertvollen Streuwiesen vorgefundene Schilfdichte ausreicht, um die befürchteten Effekte zu bewirken. Wie im Kapitel 2 gezeigt wurde, ist der Verschilfungsgrad der Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder meist niedrig (unter 60 Halmen bzw.  $200 \text{ g m}^{-2}$ ). Selbst in Hochstaudenriedern erreicht Schilf nur ausnahmsweise eine Dichte, die derjenigen von Schilf-Reinbeständen nahe kommt. Für englische Flachmoore zeigten Wheeler & Giller (1982), dass die Artenzahl der Vegetation mit zunehmender Deckung des Schilfs abnimmt, aber erst ab einer Deckung von 20%. Cowie *et al.* (1992) fanden, dass gemähte Schilfröhrichte trotz erhöhter Schilfdichte artenreicher wurden. In den USA wird davon ausgegangen, dass die Verschilfung von Flussauen und Küstensümpfen zu artenarmen Beständen führt (Chambers *et al.* 1999; Keller 2000), doch im Gegensatz hierzu stellten Richburg *et al.* (2001) keinen Unterschied zwischen der Artenzahl von verschilften und unverschilften Flächen fest. Der Zusammenhang zwischen Verschilfung und Artenvielfalt ist somit nicht eindeutig und muss im Einzelfall untersucht werden.

In diesem Kapitel wird beschrieben, wie die Häufigkeit der wichtigsten Pflanzenarten von Streuwiesen in der Umgebung von Zürich mit dem Verschilfungsgrad zusammenhängt, und beurteilt, wieweit eine zunehmende Verschilfung in Streuwiesen zu einem abnehmenden Naturschutzwert der Vegetation führt.

## 5.2. Methoden

### 5.2.1. Erhebungen

In elf Streuwiesen der Region Zürich (Tab. 2.1) wurden im Juni–Juli 1995 und 1996 insgesamt 241 Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet auf Flächen von 4 m<sup>2</sup> durchgeführt. Die oberirdische Biomasse des Schilfs (g m<sup>-2</sup>) in diesen Quadraten wurde im August des jeweiligen Jahres mittels Zählung und Messung der Schilfhalmes erhoben (vgl. Kapitel 2).

In sechs der elf Streuwiesen wurden im Juni–Juli 2001 insgesamt 65 der Vegetationsaufnahmen mit den gleichen Methoden wiederholt. Die Flächen wurden aufgrund der 1995–1996 gezeichneten Pläne (mit genauen Distanzangaben) wieder lokalisiert.

### 5.2.2. Auswertung: Artenzusammensetzung

Der Zusammenhang zwischen der Schilfbiomasse und dem Vorkommen der 86 häufigsten Arten (in mindestens drei Streuwiesen und in mindestens neun Aufnahmeflächen anwesend) wurde mit Hilfe von ordinalen logistischen Regressionen modelliert. Hierbei wurde die Wahrscheinlichkeit  $P_i$ , dass die betreffende Art in einer bestimmten Aufnahmefläche mit einer Artmächtigkeit von mindestens  $i$  vorkommt ( $i = +, 1, 2, 3, 4, 5$ ), als Funktion der logarithmierten Schilfbiomasse modelliert:

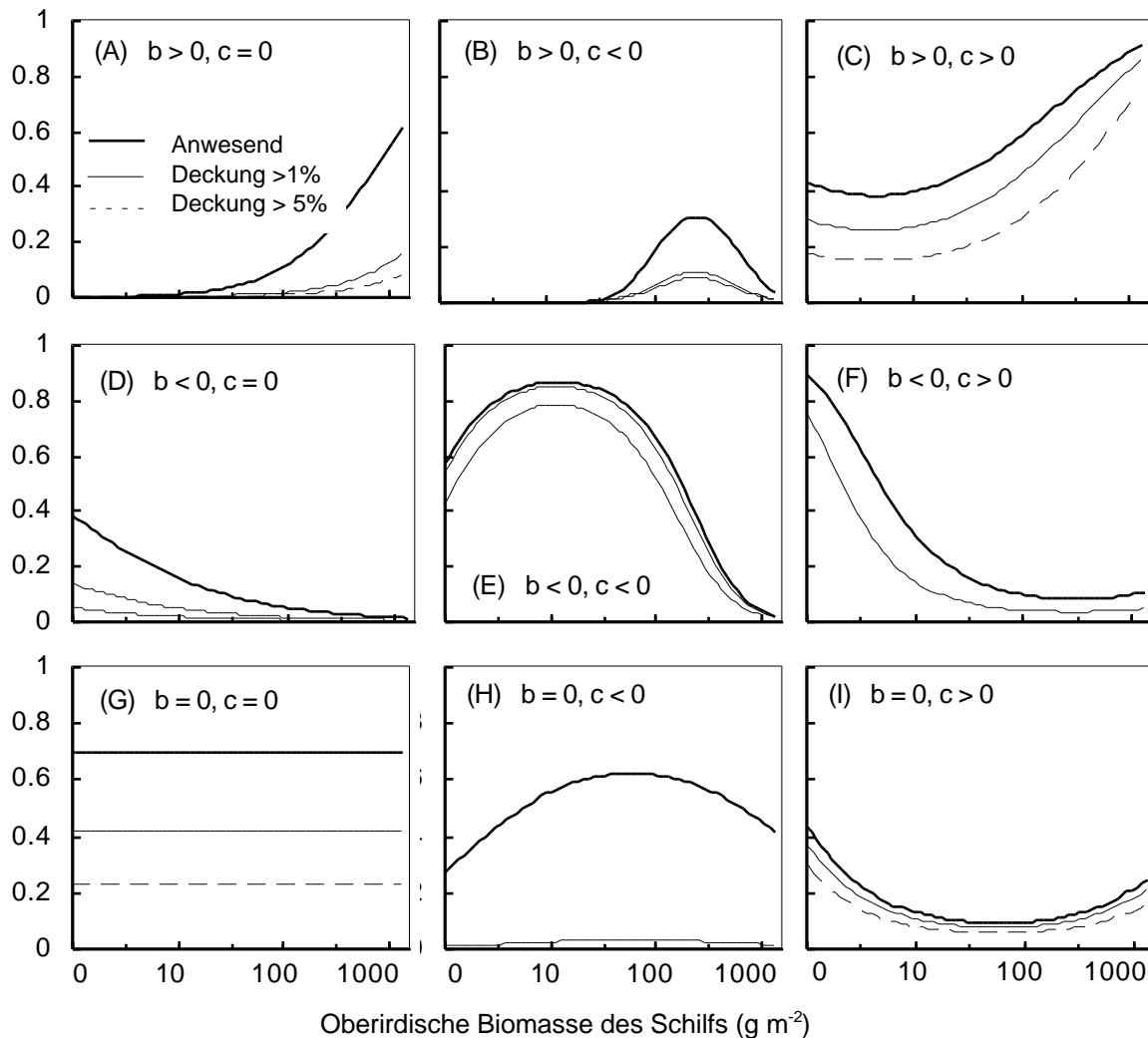
$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-(a_i + bx + cx^2)}}, \text{ d.h. } \log \frac{P_i}{1 - P_i} = a_i + bx + cx^2.$$

wobei  $x$  die Differenz zwischen der logarithmierten Schilfbiomasse der Aufnahmefläche und der mittleren logarithmierten Schilfbiomasse aller 241 Aufnahmeflächen war. Die Differenz zum Mittelwert wurde an Stelle der eigentlichen Biomasse-Werte verwendet, damit  $x$  und  $x^2$  nicht miteinander korreliert sind. Der Parameter  $b$  in der Regressionsgleichung gibt an, ob die betreffende Art insgesamt mit zunehmender Schilfbiomasse zunimmt ( $b > 0$ ) oder abnimmt ( $b < 0$ ). Der Parameter  $c$  bestimmt, ob der Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der betreffenden Art und der Schilfbiomasse monoton ( $c = 0$ ) oder unimodal ( $c \neq 0$ ) ist. Die verschiedenen Parameter  $a_i$  entsprechen den unterschiedlichen Artmächtigkeiten. Mit dem Wald Chi-Quadrat-Test wurde geprüft, ob die Parameter  $b$  und  $c$  signifikant von null abweichen (Lehman & Sall 1995). Aus der Kombination von je drei möglichen Ergebnissen für  $b$  und für  $c$  (positiv, negativ oder null) ergaben sich neun mögliche Beziehungen zwischen der Schilfbiomasse und dem Vorkommen einer bestimmten Art (Abb. 5.1).

Um Unterschiede in der Artenzusammensetzung ökologisch-pflanzensoziologisch zu interpretieren, wurde die Artenzusammensetzung jeder Aufnahmefläche als Spektrum von Vegetationstypen ausgedrückt. Damit ist gemeint, dass viele der in Streuwiesen wachsenden Pflanzenarten nicht nur dort vorkommen, sondern auch (oder sogar hauptsächlich) in anderen Vegetationstypen. Wird nun in einer Fläche ein hoher Anteil an Laubwaldarten gefunden, ist anzunehmen, dass die Standortbedingungen eine Ähnlichkeit mit denjenigen in Laubwäldern haben (reichlich Licht und Nährstoffe im Frühjahr, sehr wenig Licht im Sommer). Ein hoher Anteil an Arten der Halbtrockenrasen weist auf Wechselstrockenheit und/oder geringe Nährstoffverfügbarkeit hin, und so weiter.

Für die Berechnung wurde jede Pflanzenart einem oder mehreren Vegetationstypen zugeordnet. Dazu wurden die Angaben von Korneck & Sukopp (1988) verwendet. Diese Autoren ordneten jede Pflanzenart einer oder mehreren von 23 Formationen zu. Für den Zweck dieser Untersuchung wurden die relevanten Formationen zu folgenden Vegetationstypen zusammengefasst (in Klammern die Nummern der Formationen): Kleinseggenrieder und Moorschlenken (10), Röhrichte und Grosseggrieder (13), Feuchtwiesen (15), Fettwiesen und Weiden (16), Trockenwiesen und Heiden (17–19), Wald (21–24), Nitrophile Stauden (7, 20), Pionier- und Ruderalvegetation (5, 6, 8, 9, 12). Die Arten der Feuchtwiesen wurden ferner anhand der pflanzensoziologischen Tabellen in Oberdorfer (1993) nach ihrer Zugehörigkeit zu folgenden vier Verbänden eingeteilt: Pfeifengraswiesen

(*Molinion*), Binsenrieder (*Juncion*), Dotterblumenwiesen (*Calthion*) und Hochstaudenrieder (*Filipendulion*). Wenn eine Art in mehr als einem Vegetationstyp vorkommt, wurde ihre Zugehörigkeit zu jedem Typ bei der nachfolgenden Berechnung entsprechend weniger gewichtet; dies ergab "Zugehörigkeitsgrade" von 0 bis 1. Für jede Aufnahmefläche wurde dann der Anteil der Pflanzenarten von jedem Vegetationstyp berechnet, indem die "Zugehörigkeitsgrade" der Pflanzenarten mit deren Artmächtigkeit in der Aufnahmefläche gewichtet und anschliessend gemittelt wurden



**Abb. 5.1.** Mögliche Zusammenhänge zwischen dem Verschilfungsgrad (oberirdische Schilfbiomasse in  $\text{g m}^{-2}$ ) und dem Vorkommen bzw. der Deckung der häufigsten Pflanzenarten in den untersuchten Streuwiesen. Die dicken Linien stellen die Wahrscheinlichkeit dar, dass die Art in einer Fläche mit gegebener Schilfbiomasse vorkommt. Die dünneren Linien entsprechen der Wahrscheinlichkeit, dass die Deckung mindestens 1% bzw. 5% beträgt. Die Art des Zusammenhangs wird durch die Parameter der logistischen Regression  $b$  und  $c$  bestimmt: (A–C):  $b > 0$ , allgemeine Zunahme mit zunehmender Schilfbiomasse; (D–F):  $b < 0$ , allgemeine Abnahme mit zunehmender Schilfbiomasse; (G–I):  $b = 0$ , kein Zusammenhang ( $c = 0$ ) oder Maximum ( $c < 0$ ) bzw. Minimum ( $c > 0$ ) bei mittlerer Schilfbiomasse.

**Fig. 5.1.** Possible relations between the above-ground biomass of *Phragmites* ( $\text{g m}^{-2}$ ) and the occurrence or cover of the main plant species of fen meadows. Heavy lines represent the probability that species are present in a plot with given *Phragmites* biomass, light lines represent the probability that their cover is at least 1% or 5%

### 5.2.2. Auswertung: Naturschutzwert

Drei Kriterien kamen bei der Beurteilung des Naturschutzwertes der Vegetation zur Anwendung: Artenvielfalt, Seltenheit/Gefährdung, und moortypische Ausprägung. Jedes Kriterium wurde durch einen Index quantifiziert. Die Artenvielfalt wurde als Artenzahl pro 4 m<sup>2</sup> gemessen. Als Mass für Seltenheit und Gefährdung diente die Summe der Artmächtigkeiten der Rote-Liste-Arten (Landolt 1991), wobei als "selten" eingestufte Arten einfach zählten, "gefährdete" Arten doppelt und "stark gefährdete" Arten dreifach; massgeblich war der Status der Arten in der Nordostschweiz. Die 'moortypische Ausprägung' wurde durch den Anteil der Pflanzenarten von Kleinseggenriedern und Moorschlenken gemessen (siehe 5.2.1). Zwischen den drei Indizes und der Schilfbiomasse in den Aufnahmeflächen wurden Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman ( $r_s$ ) berechnet um zu prüfen, ob der Naturschutzwert von stark verschilften Flächen höher oder niedriger ist als derjenige von wenig verschilften Flächen.

## 5.3. Ergebnisse

### 5.3.1. Artenzusammensetzung

Die Häufigkeit von 56 der 86 untersuchten Arten hing signifikant mit der Schilfbiomasse zusammen (Tab. 5.1). In stark verschilften Flächen waren 31 Arten seltener und 18 Arten häufiger als in wenig verschilften Flächen; ferner hatten fünf Arten ein Optimum und zwei Arten ein Minimum bei mittlerer Schilfbiomasse. Der quadratische Term in den Regressionsgleichungen die die Zusammenhänge beschrieben war oft signifikant. Dies war darauf zurückzuführen, dass die Artenzusammensetzung von Flächen ohne jedes Schilf derjenigen von mässig verschilften Flächen mehr ähnelte als derjenigen von schwach verschilften Flächen.

Wurden alle 241 Quadrate gemeinsam betrachtet, so nahm mit zunehmender Schilfbiomasse der Anteil der Arten der Hochstaudenrieder (*Filipendulion*), der Röhrichte und Grosseggengrieder, der nitrophilen Staudenfluren und der Wälder zu, während der Anteil der Arten der Pfeifengraswiesen, Kleinseggenrieder, Binsenrieder und Trockenwiesen/Heiden abnahm (Tab. 5.2). Es nahmen also die Arten von relativ nährstoffreichen, eher schattigen Standorten zu und die Arten von nährstoffarmen Standorten ab. Innerhalb der drei Verbände wurden weniger signifikante Zusammenhänge zwischen Artenzusammensetzung und Schilfbiomasse gefunden, und zwar je nach Verband für verschiedene Vegetationstypen (Tab. 5.2). Die Art der Zusammenhänge (wenn signifikant) entsprach aber denjenigen für den gesamten Datensatz.

### 5.3.2. Naturschutzwert

Zwischen Verschilfungsgrad und Artenzahl bestand kein eindeutiger Zusammenhang. Wurde jede untersuchte Streuwiese getrennt betrachtet, so war die Artenzahl in fünf Wiesen positiv, in vier Wiesen negativ, und in zwei Wiesen nicht mit der Schilfbiomasse korreliert. Bei Betrachtung des gesamten Datensatzes nahm die durchschnittliche Artenzahl bis zu einer Schilfbiomasse von 100 g m<sup>-2</sup> mit zunehmender Schilfbiomasse leicht zu, und bei höherer Schilfbiomasse deutlich ab (Abb. 5.2a), woraus sich insgesamt ein schwach negativer Zusammenhang ergab. Die Korrelation zwischen Artenzahl und Schilfbiomasse war innerhalb des Verbandes *Caricion davallianae* positiv, im Verband *Filipendulion* negativ, und im besonders artenreichen Verband *Molinion* nicht signifikant (Tab. 5.3).

Arten der Roten Listen waren innerhalb drei der untersuchten Streuwiesen bei hoher Schilfbiomasse signifikant weniger häufig. Über den gesamten Datensatz betrachtet bestand ebenfalls ein (relativ schwacher) negativer Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Arten der Roten Liste und der Schilfbiomasse (Abb. 5.2.b). Dieser Zusammenhang verschwand allerdings, wenn die drei Verbände getrennt betrachtet wurden und war somit nur auf die grössere Häufigkeit von Arten der Roten Liste in den Verbänden *Caricion davallianae* und *Molinion* zurückzuführen (Tab. 5.3).



**Tab. 5.1.** Pflanzenarten, die in stark verschilften Flächen (A, C) häufiger, (D, E) weniger häufig und (G, H, I) ähnlich häufig vorkamen wie in wenig verschilften Flächen. Die Zusammenhänge wurden mit logistischer Regression bestimmt; Gruppen entsprechen den in Abb. 5.1. dargestellten Möglichkeiten. Untersucht wurden alle Pflanzenarten die in mindestens drei Streuwiesen und in mindestens neun Aufnahmeflächen vorkamen

**Table 5.1.** Plant species that occurred (A, C) more frequently, (D, E) less frequently and (G, H, I) with similar frequency in plots with high biomass of *Phragmites* compared to plots with little *Phragmites*. Relationships were determined with logistig regression; categories correspond to those shown in Fig. 5.1. Only species found in at least three fen meadows and in nine plots were investigated

<p><b>(A) Zunahme</b></p> <p><b>b&gt;0, c=0</b></p> <p>Calamagrostis epigeios Calystegia sepium Carex gracilis Fraxinus excelsior Galium aparine Galium elongatum Lysimachia nummularia Myosotis scorpioides Phalaris arundinacea Poa pratensis Solidago gigantea</p>	<p><b>(B) Zunahme</b></p> <p><b>b&gt;0, c&lt;0</b></p> <p>Keine Art</p>	<p><b>(C) Zunahme</b></p> <p><b>b&gt;0, c&gt;0</b></p> <p>Cardamine pratensis Carex acutiformis Deschampsia caespitosa Epilobium hirsutum Filipendula ulmaria Galium mollugo Poa trivialis</p>
<p><b>(D) Abnahme</b></p> <p><b>b&lt;0, c=0</b></p> <p>Anemone nemorosa Carex pulicaris Centaurea jacea ssp. angustifolia Festuca arundinacea Lotus uliginosus Mentha aquatica Potentilla erecta</p>	<p><b>(E) Abnahme</b></p> <p><b>b&lt;0, c&lt;0</b></p> <p>Agrostis gigantea Anthoxanthum odoratum Briza media Carex davalliana Carex elata Carex flacca Carex flava Carex hostiana Carex lasiocarpa Carex panicea Epipactis palustris Festuca rubra Frangula alnus Galium palustre Galium uliginosum Juncus articulatus Linum catharticum Luzula multiflora Molinia coerulea Parnassia palustris Schoenus ferrugineus Stachys officinalis Stachys palustris Succisa pratensis</p>	<p><b>(F) Abnahme</b></p> <p><b>b&lt;0, c&gt;0</b></p> <p>Keine Art</p>
<p><b>(G) Kein Zusammenhang</b></p> <p><b>b=0, c=0</b></p> <p>Agrostis canina Ajuga reptans Angelica sylvestris Caltha palustris Carex distans Carex hirta Cerastium caespitosum Colchicum autumnale Crepis paludosa Epilobium palustre Equisetum palustre Euonymus europaea Glechoma hederacea Holcus lanatus Inula salicina Iris pseudacorus Lathyrus pratensis Lysimachia vulgaris Dactylorhiza maculata Peucedanum palustre Primula elatior Prunella vulgaris Ranunculus nemorosus Rumex acetosa Salix cinerea Scutellaria galericulata Valeriana dioeca Valeriana procurrans Viburnum opulus Vicia cracca</p>	<p><b>(H) Maximum bei mittlerer Schilfbiomasse</b></p> <p><b>b=0, c&lt;0</b></p> <p>Carex pallescens Cirsium palustre Lythrum salicaria Rhamnus catharticus Sanguisorba officinalis</p>	<p><b>(I) Minimum bei mittlerer Schilfbiomasse</b></p> <p><b>b=0, c&gt;0</b></p> <p>Cirsium oleraceum Juncus subnodulosus</p>

**Tab. 5.2.** Durchschnittlicher Anteil der Arten verschiedener Vegetationstypen in der Vegetation von Streuwiesen sowie Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten ( $r_S$ ) zwischen diesen Anteilen und der oberirdischen Biomasse des Schilfs ( $\text{g m}^{-2}$ ). Die Berechnungen wurden für alle Vegetationsaufnahmen ( $n = 241$ ) und für jeden Verband einzeln durchgeführt. Nur signifikante Korrelationen ( $P < 0.05$ ) sind angegeben

**Table 5.2.** Average proportion of species belonging to different vegetation types in the vegetation of fen meadows and Spearman rank correlation coefficients ( $r_S$ ) between these proportions and the above-ground biomass of *Phragmites australis* ( $\text{g m}^{-2}$ ). Calculations were done for all plots ( $n = 241$ ) and separately for plots of each alliance. Only significant correlations ( $P < 0.05$ ) are given

	Alle		<i>Caricion davallianae</i>		<i>Molinion</i>		<i>Filipendulion</i>	
	Mittelwert	$r_S$	Mittelwert	$r_S$	Mittelwert	$r_S$	Mittelwert	$r_S$
<b>(a) Formationen</b>								
Pioniervegetation	4.2		3.1		4.1	-0.41	4.9	
Nitrophile Stauden	9.3	0.48	3.9	0.23	7.7		13.9	0.33
Wald	20.3	0.40	15.9	0.30	20.5	0.35	23.2	
Fettwiesen	6.5		2.7		7.6		8.5	
Trockenwiesen und Heiden	6.8	-0.54	7.8		12.2	-0.42	2.8	-0.47
Feuchtwiesen	27.0		24.0		27.7		28.6	
Moore	13.9	-0.53	30.6		12.8		3.2	-0.43
Röhrichte	11.3	0.21	11.5		6.5		14.1	
<b>(b) Verbände</b>								
<i>Molinion</i>	7.3	-0.46	7.8	-0.24	8.1		6.1	-0.28
<i>Calthion</i>	8.3		7.0		8.1		9.5	
<i>Juncion</i>	5.5	-0.44	5.7		7.0		4.7	-0.31
<i>Filipendulion</i>	5.8	0.50	3.5	0.28	4.5	0.40	8.3	

**Tab. 5.3.** Durchschnittlicher Naturschutzwert der Vegetation von Streuwiesen, gemessen an drei Indizes, sowie Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten ( $r_S$ ) zwischen diesen Indizes und der oberirdischen Biomasse des Schilfs ( $\text{g m}^{-2}$ ). Die Berechnungen wurden für alle Vegetationsaufnahmen ( $n = 241$ ) und für jeden Verband einzeln durchgeführt. Nur signifikante Korrelationen ( $P < 0.05$ ) sind angegeben

**Table 5.3.** Average nature conservation value of the vegetation of fen meadows as measured by three indices and Spearman rank correlation coefficients ( $r_S$ ) between these indices and the above-ground biomass of *Phragmites australis* ( $\text{g m}^{-2}$ ). Calculations were done for all plots ( $n = 241$ ) and separately for plots of each alliance. Only significant correlations ( $P < 0.05$ ) are given

	Alle		<i>Caricion davallianae</i>		<i>Molinion</i>		<i>Filipendulion</i>	
	Mittelwert	$r_S$	Mittelwert	$r_S$	Mittelwert	$r_S$	Mittelwert	$r_S$
Artenzahl 4 m <sup>-2</sup>	21.9	-0.35	22	0.25	29	–	18	-0.49
Arten der Roten Liste	4.6	-0.34	5.5	–	7.8	–	1.8	–
Anteil Moorarten	13.9	-0.53	31	–	13	–	3	-0.43

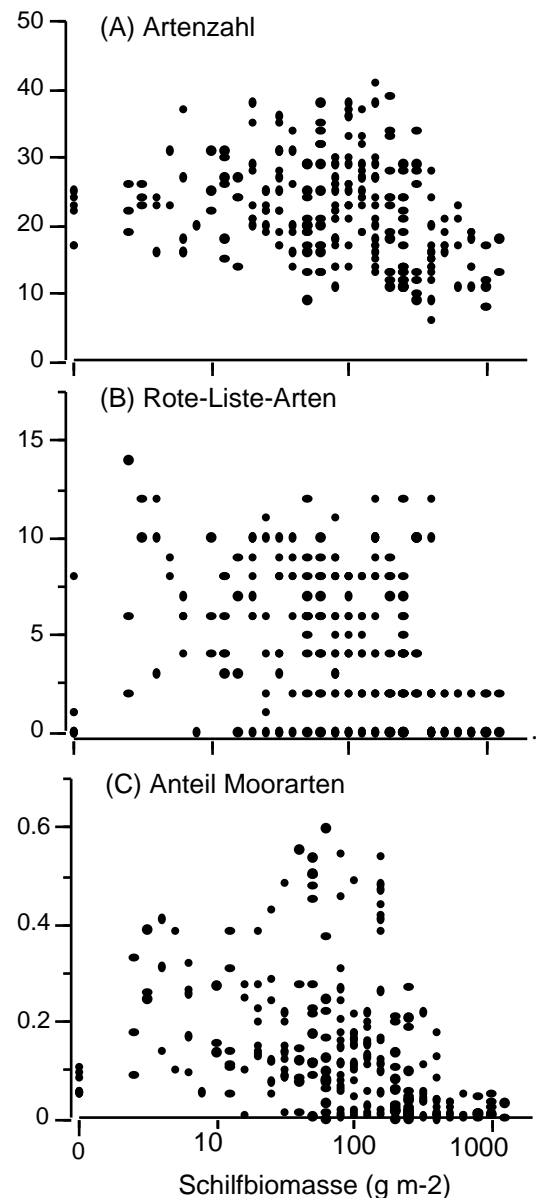
Arten der Roten Listen waren innerhalb drei der untersuchten Streuwiesen bei hoher Schilfbiomasse signifikant weniger häufig. Über den gesamten Datensatz betrachtet bestand ebenfalls ein (relativ schwacher) negativer Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Arten der Roten Liste und der Schilfbiomasse (Abb. 5.2.b). Dieser Zusammenhang verschwand allerdings, wenn die drei Verbände getrennt betrachtet wurden und war somit nur auf die grössere Häufigkeit von Arten der Roten Liste in den Verbänden *Caricion davallianae* und *Molinion* zurückzuführen (Tab. 5.3).

Der Anteil Moorarten war in neun der elf Streuwiesen ebenso wie im gesamten Datensatz negativ mit der Schilfbiomasse korreliert, innerhalb der Verbände allerdings nur beim *Filipendulion* (Abb. 5.2.c, Tab. 5.3).

Der Zusammenhang zwischen der oberirdischen Biomasse und der Artenzahl oder dem Anteil Moorarten wurde auch noch für die 72 Quadrate berechnet in denen auch die Biomasse der anderen Arten bestimmt wurde (Kapitel 4). Die Artenzahl war zwar mit der gesamten oberirdischen Biomasse korreliert, nicht aber mit der Dominanz des Schilfs (Anteil Schilf in der oberirdischen Biomasse; Tab. 5.4). Der Anteil Moorarten dagegen nahm sowohl mit zunehmender Gesamtbiomasse als auch mit zunehmendem Schilfanteil ab. Dies galt allerdings wiederum nicht innerhalb der Verbände *Molinion* oder *Caricion davallianae*.

**Abb. 5.2** Naturschutzwert der Vegetation in Abhängigkeit vom Verschilfungsgrad (Schilfbiomasse in  $\text{g m}^{-2}$ ), beurteilt als (a) Artenzahl, (b) Häufigkeit von Arten der Roten Liste und (c) Anteil Moorarten.

**Fig. 5.2.** Conservation value of the vegetation of fen meadows in relation to the above-ground biomass of *Phragmites*: (a) species richness, (b) abundance of Red-List species, and (c) proportion of mire species. Symbols are values of individual plots.



**Tab. 5.4.** Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten zwischen der oberirdischen Biomasse (Schilf und andere Arten) und zwei Indizes zur Beurteilung des Naturschutzwertes (Artenzahl AZ, und Anteil Moorarten), berechnet für 72 Aufnahme­flächen (4 m<sup>2</sup>) sowie getrennt für jeden Verband. Schilffanteil = Schilfbiomasse / gesamte oberirdische Biomasse. Nur signifikante Korrelationen ( $P < 0.05$ ) sind angegeben

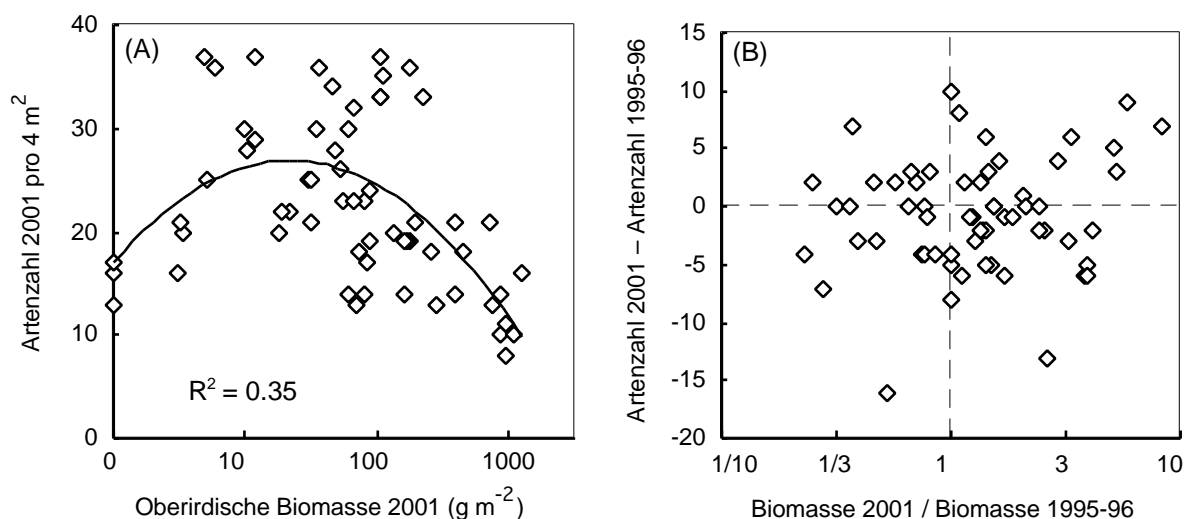
**Table 5.4.** Spearman rank correlation coefficients between the above-ground biomass (*Phragmites* and other species) and two indices of conservation value, calculated for 72 plots of 4 m<sup>2</sup> and separately for each alliance. "AZ" = species number; "Moorarten" = proportion of mire species; "Schilffanteil" = Biomass of *Phragmites* / total above-ground biomass

	Alle		<i>Caricion davallianae</i>		<i>Molinion</i>		<i>Filipendulion</i>	
	AZ	Moorarten	AZ	Moorarten	AZ	Moorarten	AZ	Moorarten
Gesamte oberird. Biomasse	-0.29	-0.77	0.44	-0.59	-	-	-	-0.47
Biomasse anderer Arten	-0.30	-0.62	0.63	-0.70	-0.58	-	-	-
Biomasse des Schilfs	-	-0.59	-	-	-	-	-0.53	-
Schilffanteil	-	-0.49	-	-	-	-	-0.49	-

### 5.3.3. Artenzahl 2001 und Veränderungen zwischen 1995 und 2001

Der Zusammenhang zwischen der Schilfbiomasse und der Artenzahl im Jahr 2001 entsprach weitgehend demjenigen im Jahr 1995-96, obwohl er nur auf einem Viertel der Aufnahme­flächen beruhte. Dadurch, dass die Flächen ohne Schilf artenärmer waren als in der ersten Erhebung, war die Beziehung noch deutlicher unimodal.

Keinen Zusammenhang gab es hingegen zwischen der Änderung der Schilfbiomasse beim Vergleich von 1995-96 und 2001 und der Änderung der Artenzahl im gleichen Zeitraum. Die Artenzahl nahm in 34 Flächen ab und in 23 Flächen zu; hieraus ergab sich eine durchschnittliche Abnahme um 0.662 Arten beim Vergleich der zwei Aufnahmereihen.



**Abb. 5.3.** (A) Artenzahl der Vegetation in Abhängigkeit vom Verschilfungsgrad (Schilfbiomasse in g m<sup>-2</sup>) im Jahr 2001 sowie (B) Änderung der Artenzahl zwischen 1995-96 und 2001 in Abhängigkeit von der Änderung des Verschilfungsgrades (Verhältnis der Schilfbiomassen)

**Fig. 5.3.** (A) Species richness of the vegetation in relation to the abundance of *Phragmites* (biomass in g m<sup>-2</sup>) in 2001 and (B) change in species richness between 1995-96 und 2001 in relation to change in the abundance of *Phragmites* (ratio of biomass values)

## 5.4. Diskussion

Die Artenzusammensetzung der untersuchten Streuwiesen hing deutlich mit dem Verschilfungsgrad zusammen. Arten von relativ nährstoffreichen, eher schattigen Standorten nahmen zu und Arten von nährstoffarmen Standorten nahmen ab, wie auch schon aus der Zeigerwertanalyse (Kapitel 4) hervorging. Etwa doppelt soviel Arten nahmen mit zunehmender Verschilfung ab wie zu. Dass es nicht zu einer drastischeren Abnahme der Artenzahl mit zunehmendem Verschilfungsgrad kam liegt daran, dass die Arten, deren Häufigkeit in verschilften Flächen geringer ist, im allgemeinen seltener vorkommen als Arten mit zunehmender Tendenz. Bei einer Schilfbiomasse über 300 g m<sup>-2</sup> war die Artenzahl allerdings deutlich reduziert. Dass die Verschilfung mit einer Abnahme des Naturschutzwertes verbunden ist, wird ferner offensichtlich, wenn das abnehmende Vorkommen von moortypischen oder von gefährdeten Arten mit zunehmendem Verschilfungsgrad betrachtet wird.

Aus derartigen korrelativen Daten geht allerdings nicht hervor, wieweit das Schilf wirklich für die negativen Zusammenhänge verantwortlich ist. Diese sind nämlich vor allem darauf zurückzuführen, dass stärker verschilfte Flächen meist Hochstaudenrieder sind, während in den aus Naturschutzsicht wertvolleren Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriedern nur mässige Verschilfungsgrade erreicht werden, so dass innerhalb dieser Verbände keine nennenswerte Abnahme des Naturschutzwertes mit zunehmender Verschilfung festgestellt werden kann. Aus letzterem kann aber auch nicht geschlossen werden, dass Schilf keine negative Auswirkung in diesen Gesellschaften hat.

- Erstens kann in Flächen, die erst im Laufe der letzten Jahre verschilft sind, eine Veränderung der Artenzusammensetzung erst noch eintreten (z.B. Grootjans *et al.* 1996). Die Abnahme der Artenzahl zwischen 1995–96 und 2001 könnte als Hinweis in diese Richtung gewertet werden, obschon sie mit durchschnittlich –0.66 Arten nur geringfügig war.
- Zweitens kann das Schilf möglicherweise auch in Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriedern eine hohe Biomasse erreichen: falls sich die Artenzusammensetzung gleichzeitig verändert und die entsprechende Fläche zum Hochstaudenried wird, ist dies durchaus mit den Ergebnissen dieser Untersuchung vereinbar. Der zunehmende Anteil von Arten der Hochstaudenrieder innerhalb der Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriedern ist ein Hinweis, dass eine derartige Entwicklung tatsächlich stattfindet.

Für die Frage, ob Schilf die wertvollen Streuwiesen beeinträchtigt oder nicht, ist somit entscheidend, ob Verschilfung und Verhochstaudung nur zwei voneinander mehr oder weniger unabhängige Folgen der gleichen Ursache (z.B. Eutrophierung) sind, oder ob auch ein Kausalzusammenhang zwischen ihnen besteht. Beides erscheint möglich und kann auch gemeinsam wirksam sein, da sich erhöhte Nährstoffverfügbarkeit und verminderte Lichtverfügbarkeit ähnlich auf die Artenzusammensetzung auswirken können (Tilman 1985, 1987). Im Kapitel 6 wird diese Frage weiter behandelt.

Betont werden muss schliesslich, dass die hier verwendeten Kriterien für den "Naturschutzwert der Vegetation" die Untersuchungsflächen nur aus der Sicht des botanischen Artenschutzes beurteilen. Zusammenhänge zwischen Verschilfungsgrad und Wert aus faunistischer Sicht müssten separat untersucht werden (siehe dazu: Bairlein 1981; Bibby & Lunn 1982; Bosshard *et al.* 1988; Schiess 1990; Dithlago *et al.* 1992; Ostendorp 1993; Kampichler *et al.* 1994; Handke & Menke 1995; Tschardtke 1999; Meyerson *et al.* 2000).

## 5.5. Literatur

- Bairlein, F. (1981) Ökosystemanalyse der Rastplätze von Zugvögeln: Beschreibung und Deutung der Verteilungsmuster von ziehenden Kleinvögeln in verschiedenen Biotopen der Stationen des "Mettnau-Reit-Illmitz-Programmes". *Ökologie der Vögel*, **3**, 7–137.
- Bibby, C.J. & Lunn, J. (1982) Conservation of reedbeds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation*, **23**, 167–186.
- Billeter, R. & Diemer, M. (2001) Effects of abandonment on *Tofieldia calyculata* (Liliaceae), a common, subdominant wetland species. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **66**, 37–46.
- Bosshard, A., Andres, F., Stromeier, S. & Wolgemuth, T. (1988) Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes - Folgerungen für den Naturschutz. *Berichte des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, **54**, 181–220.
- Chambers, R.M., Meyerson, L.A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.
- Cowie, N.R., Sutherland, W.J., Dithogo, M.K.M. & James, R. (1992) The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 277–284.
- Dithogo, M.K.M., James, R., Laurence, B.R. & Sutherland, W.J. (1992) The effects of conservation management of reed beds. I. The invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 265–275.
- Grootjans, A.P., Fresco, L.F.M., de Leeuw, C.C. & Schipper, P.C. (1996) Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows: some considerations on the community concept. *J. of Vegetation Science*, **7**, 185–194.
- Handke, K. & Menke, K. (1995) Laufkäferfauna von Röhricht und Grünlandbrachen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, **27**, 109–114.
- Huemer, P. (1996) Frühzeitige Mahd, ein bedeutender Gefährdungsfaktor für Schmetterlinge der Streuwiesen (NSG Rheindelta, Vorarlberg, Österreich). *Vorarlberger Naturschau, Dornbirn*, **1**, 265–300.
- Kampichler, C., Misslinger, B. & Waitzbauer, W. (1994) Der Einfluss des Schnitts auf die endophage Fauna des Schilfes. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, **3**, 1–9.
- Keller, B. (2000) Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts, USA. *Wetlands Ecology and Management*, **7**, 391–401.
- Klötzli, F. (1979) Ursachen für Verschwinden und Umwandlung von Molinion-Gesellschaften in der Schweiz. *Werden und Vergehen der Pflanzengesellschaften* (eds. O. Wilmanns & R. Tüxen), pp. 451–467. Cramer, Vaduz.
- Korneck, D. & Sukopp, H. (1988) *Rote Liste der in der BRD ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotenschutz*. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftspflege, Bonn-Bad Godesberg.
- Landolt, E. (1991) *Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen*. BUWAL, Bern.
- Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & Findlay, S. (2000) A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 89–103.
- Oberdorfer, E. (1993) *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften*. Jena.
- Ostendorp, W. (1993) Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa* (eds. W. Ostendorp & P. Krumscheid-Plankert), pp. 149–162. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- Pfadenhauer, J. (1987) Indikatoren zur Erfassung anthropogener Vegetationsveränderungen in Streuwiesen des Alpenvorlandes. *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen* (eds. R. Schubert & W. Hilbig), pp. 163–177. Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg.
- Richburg, J.A., Patterson III, W.A. & Lowenstein, F. (2001) Effects of road salt and *Phragmites australis* invasion on the vegetation of a Western Massachusetts calcareous lake-basin fen. *Wetlands*, **21**, 247–255.
- Schiess, H. (1990) Schilfbestände als Habitatinseln von Vögeln. *Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich*, **135**, 259–265.
- Tilman, D. (1985) The resource-ratio hypothesis of plant succession. *American Naturalist*, **125**, 827–852.
- Tilman, D. (1987) The importance of the mechanisms of interspecific competition. *American Naturalist*, **129**, 769–774.
- Tscharntke, T. (1999) Insects on common reed (*Phragmites australis*): community structure and the impact of herbivory on shoot growth. *Aquatic Botany*, **64**, 399–410.
- Wheeler, B.D. & Giller, K.E. (1982) Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk, in relation to the quantity of above-ground material. *Journal of Ecology*, **70**, 179–200.

## 6. Auswirkung der Beschattung auf die Vegetation von Streuwiesen

Die Beschattung durch das Schilf ist in Streuwiesen erst ab Juli bedeutsam. Sie beeinflusst darum die Biomasseproduktion der anderen Arten im gleichen Sommer nicht; längerfristig könnten aber Auswirkungen auftreten. Der Vergleich von zwei *Carex*-Arten deutet an, dass *Carex acutiformis* gegenüber *Carex panicea* durch eine erhöhte Schilfdichte auch ohne Veränderungen der Nährstoffverfügbarkeit konkurrenzkräftiger werden könnte, weil sie sich besser den veränderten Lichtbedingungen anpassen kann. Erste Ergebnisse von Konkurrenzversuchen bestätigten die Vermutung, dass Beschattung die Konkurrenzkraft von Kleinseggen gegenüber Hochstauden vermindert.

### 6.1. Einleitung und Fragestellung

Ein negativer Einfluss der Verschilfung auf die Vegetation von Streuwiesen wird deshalb erwartet, weil die Verschilfung zu einer erhöhten Beschattung der unteren Vegetationsschichten führt und somit die Lichtbedingungen möglicherweise zu ungünstig für lichtbedürftige Arten werden. Wie erwartet wurde in den Vegetationsuntersuchungen (Kapitel 5) ein negativer Zusammenhang zwischen Verschilfungsgrad und Artenzahl oder Vorkommen charakteristischer Moorarten gefunden. Dieser Zusammenhang war aber offenbar vor allem darauf zurückzuführen, dass stärker verschilfte Flächen meist auch hochstaudenreicher waren. Die Ergebnisse deuteten an, dass die Hochstauden mehr als das Schilf selbst die selteneren Moorarten verdrängen. Um die Auswirkungen der Verschilfung zu beurteilen muss also noch abgeklärt werden, wie stark die Beschattung durch Schilf tatsächlich ist und welchen Einfluss sie auf das Wachstum der anderen Pflanzen hat. Zudem ist zu prüfen, ob ein Kausalzusammenhang zwischen Verschilfung und Verhochstaudung besteht, d.h. ob eine Beschattung, wie sie durch die Verschilfung verursacht wird, die Verhochstaudung fördern kann, indem sie die Konkurrenzverhältnisse zwischen Pflanzenarten verändert.

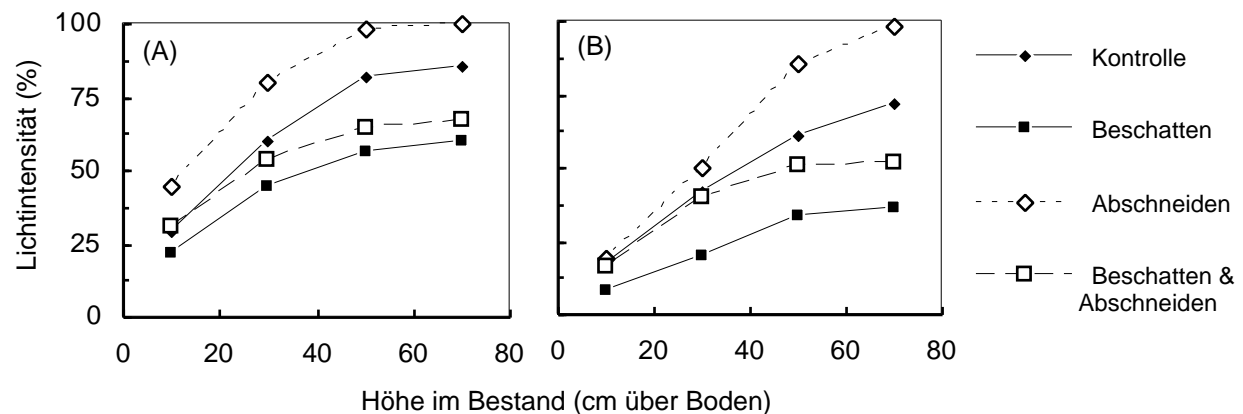
Im Rahmen dieses Projektes wurden mehrere Untersuchungen durchgeführt, um diese Fragen zu beantworten. Hierzu gehören Feldversuche bei denen die Lichtbedingungen manipuliert wurden und morphologische Messungen an Pflanzen die in unterschiedlich schattigen Beständen gewachsen sind. In einem Folgeprojekt wurde der Einfluss der Beschattung auf die Konkurrenz zwischen Kleinseggen und Hochstauden untersucht.

### 6.2. Methoden

#### 6.2.1. Beschattungsversuche im Feld

Um die Auswirkung der Beschattung auf die Biomasseproduktion der anderen Pflanzenarten zu messen, wurden zwei Feldversuche durchgeführt. Der erste Versuch erfolgte 1996 am Pfäffikersee in einer Streuwiese, die teils als Pfeifengraswiese, teils als Kleinseggenried anzusprechen war. Flächen von je 1.5 x 1.5 m<sup>2</sup> wurden ab Ende Mai 1996 vier Behandlungen unterzogen: (a) Abschneiden aller Schilfhalme, (b) Beschatten mit Streifen aus einer grünen Beschattungsmatte (Hortima ST 30), wobei die Anzahl Streifen zur Simulation des Schilfwachstums Anfang Juli verdoppelt wurde, (c) Kombination von Abschneiden und Beschatten, und (d) Kontrolle. Jede Behandlung wurde 4-5 Mal wiederholt. Die hierdurch bewirkten Lichtbedingungen (Lichtintensität auf verschiedenen Höhen als Anteil der Lichtintensität oberhalb der Vegetation) wurden mit einem Decagon Sunfleck Ceptometer (Delta-T Devices LTD) zweimal an wolkenlosen Tagen zur Mittagszeit gemessen und sind in Abb. 6.1 dargestellt. Im August 1996 wurde ein Quadrat von 50 x 50 cm<sup>2</sup> in der Mitte jeder Versuchsfläche abgeerntet. Die Proben wurden in einzelne Arten oder Artengruppen sortiert, bei 70°C getrocknet und gewogen. Der Effekt der Behandlungen (Abschneiden und Beschatten) wurde nach Log-Transformation mit einer Varianzanalyse getestet.

Der zweite Versuch erfolgte 1997 in drei Streuwiesen am Greifensee (Schwerzenbach), Zürichsee (Frauenwinkel) und in der Allmend Katzensee. Die drei Behandlungen (a, Abschneiden aller Schilfhalm, b, Abschneiden aller anderen Arten und c, Kontrolle) wurden auf je neun Flächen von 1.5 x 1.5 m<sup>2</sup> durchgeführt, drei davon in Pfeifengraswiesen und sechs in Hochstaudenriedern. Die hierdurch bewirkten Lichtbedingungen sind in Abb. 6.2 dargestellt. Im August wurde ein Quadrat von 60 x 60 cm<sup>2</sup> in der Mitte jeder Versuchsfläche mit Behandlung a oder c abgeerntet. Bei Behandlung c wurde das Schilf aussortiert. Die Proben wurden bei 70°C getrocknet und gewogen. Der Effekt des Abschneidens der Schilfhalm auf die anderen Arten wurde nach Log-Transformation mit einer Varianzanalyse getestet.



**Abb. 1.** Durch die vier Behandlungen bewirkte Lichtbedingungen im Beschattungsversuch (A) im Juni mit 13 Beschattungsstreifen pro Quadrat und (B) im Juli mit 25 Beschattungsstreifen pro Quadrat. Die Profile stellen die mittlere Lichtintensität (Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung oberhalb des Bestandes) auf verschiedenen Höhen dar.

**Fig. 1.** Light conditions associated with the four treatment combinations in the shading-removal experiment, (a) in June (shading with 13 strips per plot) and (b) in July (shading with 25 strips per plot). Profiles are the mean light intensity (fraction of PAR above canopy) in the four or five plots per treatment.

### 6.2.2. Morphologische Untersuchungen an Carex-Arten

In zwei anderen Versuchen wurde untersucht, ob die Sumpfschilf (*Carex acutiformis*), deren Häufigkeit positiv mit dem Verschilfungsgrad korreliert ist, Anpassungen aufweist die erwarten lassen, dass sie Beschattung durch Schilf besser erträgt als die hirsefrüchtige Segge (*Carex panicea*), deren Häufigkeit negativ mit dem Verschilfungsgrad korreliert (vgl. Tab. 5.1). Dies würde darauf hinweisen, dass die Sumpfschilf (Art der Hochstaudenrieder) durch die Verschilfung einen Konkurrenzvorteil gegenüber der hirsefrüchtigen Segge (Art der Kleinseggenrieder) erhalten kann.

Zum Vergleich ihrer morphologischen Plastizität bei Beschattung wurden Pflanzen der beiden Arten im Juli 1997 in einer Reihe verschiedener Streuwiesen am Greifensee (Schwerzenbach), Pfäffikersee (Auslikon), Zürichsee (Frauenwinkel) und in der Allmend Katzensee geerntet (12 Pflanzen pro Wiese) und in feuchtem Papier ins Labor gebracht. Falls sie am gleichen Standort vorkamen, wurden auch *C. flava* und *C. flacca* untersucht. Gemessen wurde die Länge und Breite der zwei längsten Blätter pro Pflanze sowie die Oberfläche, das Frischgewicht und das Trockengewicht des mittleren Teiles dieser Blätter. An jedem Probenahmeort wurde die Lichtintensität (%) in einer Höhe von 20 cm gemessen. Für jede Art wurde die Plastizität der untersuchten Blattmerkmale bezüglich der Lichtintensität mittels linearer Regressionen quantifiziert. Mit einer Kovarianzanalyse wurde geprüft, ob die Arten unterschiedlich plastisch sind.

Eine zweite Messreihe befasste sich mit dem Blattturnover der zwei *Carex*-Arten, also dem Wachstum und Absterben ihrer Blätter. Im Mai 1997 wurden zehn Pflanzen von jeder der

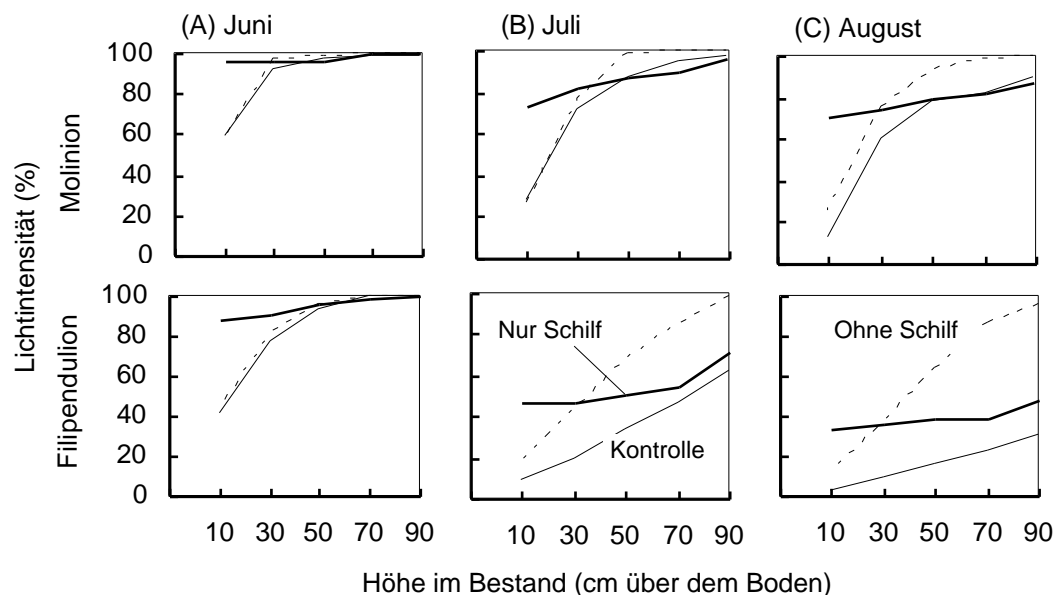


zwei Arten an jedem von vier Standorten (Greifensee, Pfäffikersee (2x), Allmend Katzensee) durch Anbinden eines kleinen Stückes farbiger Plastikfolie markiert. Die zwei jüngsten gut entfaltenen Blätter jeder Pflanze wurden mittels einer kleinen Kerbe im Blattrand markiert. Von Mai bis August wurde monatlich die Länge aller Blätter ausgemessen. Mit Hilfe der Kerben konnten dabei neu hinzugekommene oder abgestorbene Blätter identifiziert werden. Grüne und abgestorbene Blatteile wurden getrennt ausgemessen. Aus diesen Daten wurde das Wachstum und das Absterben der Blätter berechnet. Am Katzensee wurden ferner zehn Pflanzen pro Art ausgegraben. Diese wurden in den Garten des Geobotanisches Instituts verpflanzt, wo sie im vollen Licht und bei reichlicher Wasserversorgung wachsen konnten. An diesen Pflanzen wurden ebenfalls zwei Blätter markiert. Hier wurden alle zehn Tage die Blätter gezählt, d.h. es wurden keine Blattlängen gemessen.

## 6.3. Ergebnisse

### 6.3.1. Lichtbedingungen

Die Lichtmessungen im zweiten Feldexperiment gaben Auskunft darüber, wie das Schilf die Lichtbedingungen in Streuwiesen zu verschiedenen Zeitpunkten beeinflusst. Im Juni waren die Lichtbedingungen allgemein gut (Abb. 6.2.a). Auch in den Hochstaudenriedern (*Filipendulion*) erhielten Pflanzen in Bodennähe noch durchschnittlich 40% Licht, und in 50 cm Höhe gab es kaum Beschattung. Der Einfluss des Schilfs auf die Lichtbedingungen war minimal: In Flächen wo nur Schilf vorkam, erreichten fast 100% des Lichts den Boden, und Flächen mit oder ohne Schilf hatten praktisch gleiche Lichtbedingungen. Im Juli und August war die Beschattung in Bodennähe sehr viel stärker (Abb. 6.2.b,c). In den Hochstaudenriedern (*Filipendulion*) reduzierte das Schilf die Lichtintensität bis zu einer Höhe von 70 cm gleichmässig um durchschnittlich 45% (Juli) bzw. 60% (August). In den Pfeifengraswiesen (*Molinion*) war der Einfluss geringer, aber vor allem im August ebenfalls deutlich.



**Abb. 6.2.** Lichtintensität (Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung oberhalb des Bestandes), gemessen zu drei Zeitpunkten in zwei Vegetationstypen, in Flächen ohne Schilf (unterbrochene Linien), Flächen mit reinem Schilf (alle anderen Arten entfernt, dicke Linien) und Kontrollflächen (alle Arten anwesend, feine Linien). Untersucht wurden drei Flächen in Pfeifengraswiesen (*Molinion*) und sechs Flächen in Hochstaudenriedern (*Filipendulion*); dargestellt sind die Mittelwerte

**Fig. 6.2.** Light intensity (fraction of PAR above canopy) measured at three times in two vegetation types with three treatments: *Phragmites* removed (broken lines), only *Phragmites* present (all other species removed, thick lines) and control (all species present, thin lines). Three *Molinion* sites and six *Filipendulion* sites were investigated; means are shown in the graphs

**Tab. 6.1.** Oberirdische Biomasse aller Arten ausser Schilf, gemessen Ende August in den Versuchen (A) 1996, mit zusätzlicher Beschattung und selektivem Schnitt des Schilfs und (B) 1997, mit selektivem Schnitt des Schilfs in Pfeifengraswiesen (*Molinion*) und Hochstaudenriedern (*Filipendulion*). Neben den Mittelwerten für die Biomasse wird die Signifikanz der Behandlungseffekte (Varianzanalyse) angegeben

**Table 6.1.** Above-ground biomass of all species except *Phragmites* determined at the end of August in the experiments (A) from 1996, with shading and selective removal of *Phragmites* and (B) from 1997, with selective removal of *Phragmites* in *Molinion* and *Filipendulion* vegetation. Mean values for treated and corresponding control plots are given together with the significance of treatment effects determined with analyses of variance

	Oberirdische Biomasse (g m <sup>-2</sup> )		Varianzanalyse	
	Behandelt	Unbehandelt	F	p
(A) Versuch 1996				
Beschattet vs. unbeschattet	345.3	358.9	0.03	> 0.10
Schilf abgeschnitten vs. belassen	349.8	354.3	0.03	> 0.10
(B) Versuch 1997: Schilf abgeschnitten vs. belassen				
in Pfeifengraswiesen ( <i>Molinion</i> )	337.5	365.0	0.66	> 0.10
in Hochstaudenriedern ( <i>Filipendulion</i> )	362.5	354.4	0.20	> 0.10

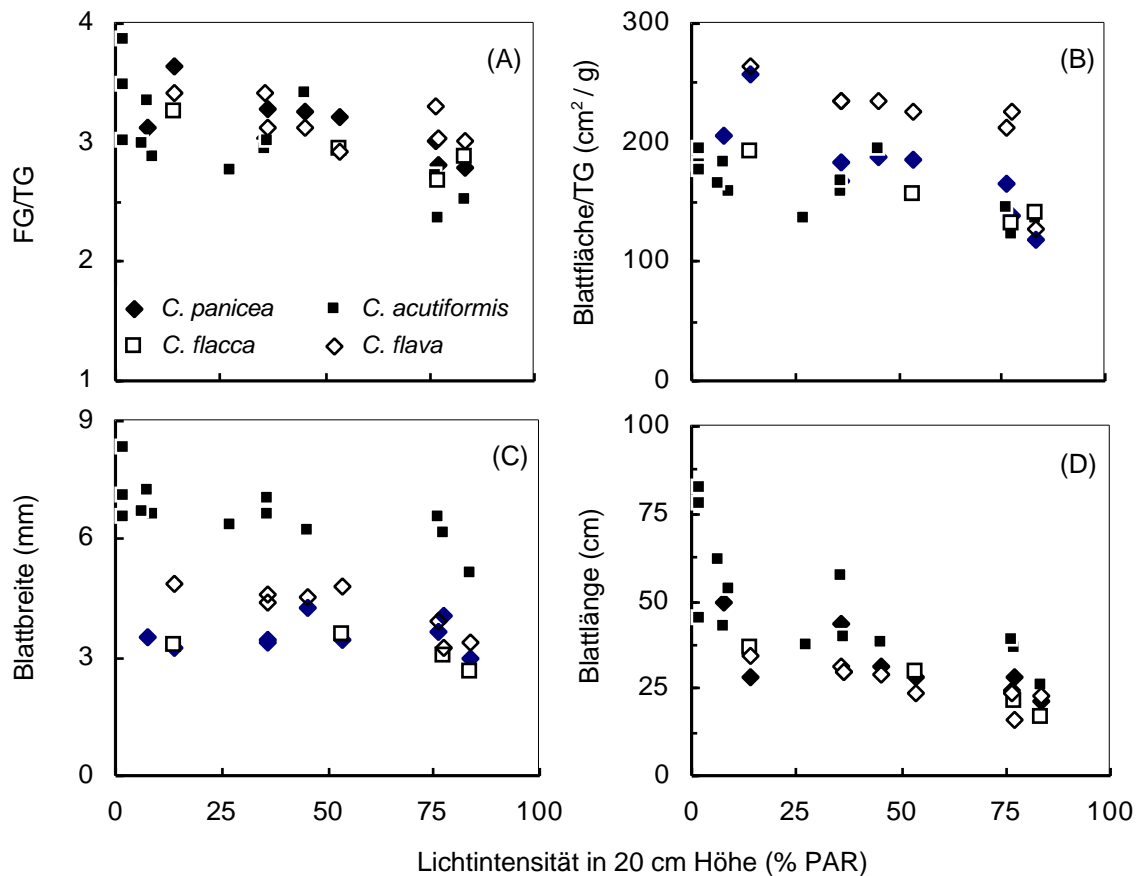
### 6.3.2. Auswirkungen von veränderten Lichtbedingungen auf die Biomasse

Weder das Abschneiden der Schilfhalme noch eine zusätzliche Beschattung wirkten sich in den beiden Feldversuchen signifikant auf die Biomasse der anderen Arten am Ende des Sommers aus (Tab. 6.1). Im Falle des Versuches von 1996 mit Beschattung und selektivem Schnitt galt dies auch für die Biomasse der einzelnen Arten oder Artengruppen.

### 6.3.3. Morphologische Plastizität und Blattturnover verschiedener *Carex*-Arten

Die Blattmerkmale aller vier *Carex*-Arten reagierten plastisch auf Unterschiede in den Lichtbedingungen am Standort (Abb. 6.3). Es bestanden jedoch keine Unterschiede zwischen den Arten bezüglich ihrer Plastizität: Wenn die Abhängigkeit der Merkmale von der Lichtintensität durch Regressionsgeraden beschrieben wurde, unterschieden sich die Steigungen dieser Geraden bei keinem der Merkmale signifikant zwischen den vier *Carex*-Arten. Die Arten unterschieden sich aber bezüglich der durchschnittlichen Werte der Merkmale, mit Ausnahme des Wassergehalts (Abb. 6.3.a): Von den vier Arten zeichnete sich *C. flava* durch eine hohe spezifische Blattfläche aus (Abb. 6.3.b) und *C. acutiformis* durch eine hohe Blattbreite und -länge (Abb. 6.3.c,d)

Deutliche Unterschiede bestanden zwischen der Phänologie von *Carex acutiformis* und *Carex panicea* an den Feldstandorten (Abb. 6.4). Von den im Mai vorhandenen Blättern starben bis August bei beiden Arten gleich viele ab (Abb. 6.4.a), doch *Carex panicea* bildete im gleichen Zeitraum beinahe doppelt so viele neue Blätter wie *C. acutiformis* (Abb. 6.4.b). Hierdurch nahm die Blattzahl von *C. panicea* zu, diejenige von *C. acutiformis* ab (nicht gezeigt). Die mittlere und die gesamte Blattlänge von *Carex acutiformis*-Pflanzen waren im Mai grösser als diejenigen von *Carex panicea*-Pflanzen (Abb. 6.4.c,d). Der Unterschied in der mittleren Blattlänge blieb bis August bestehen während die gesamte Blattlänge von *Carex panicea* im August diejenige von *Carex acutiformis* übertraf. Bei den im vollen Licht wachsenden Pflanzen (Institutsgarten) wurden keine derartigen Unterschiede zwischen *Carex acutiformis* und *Carex panicea* gefunden (Abb. 6.5). Beide Arten bildeten und verloren gleichviel Blätter.



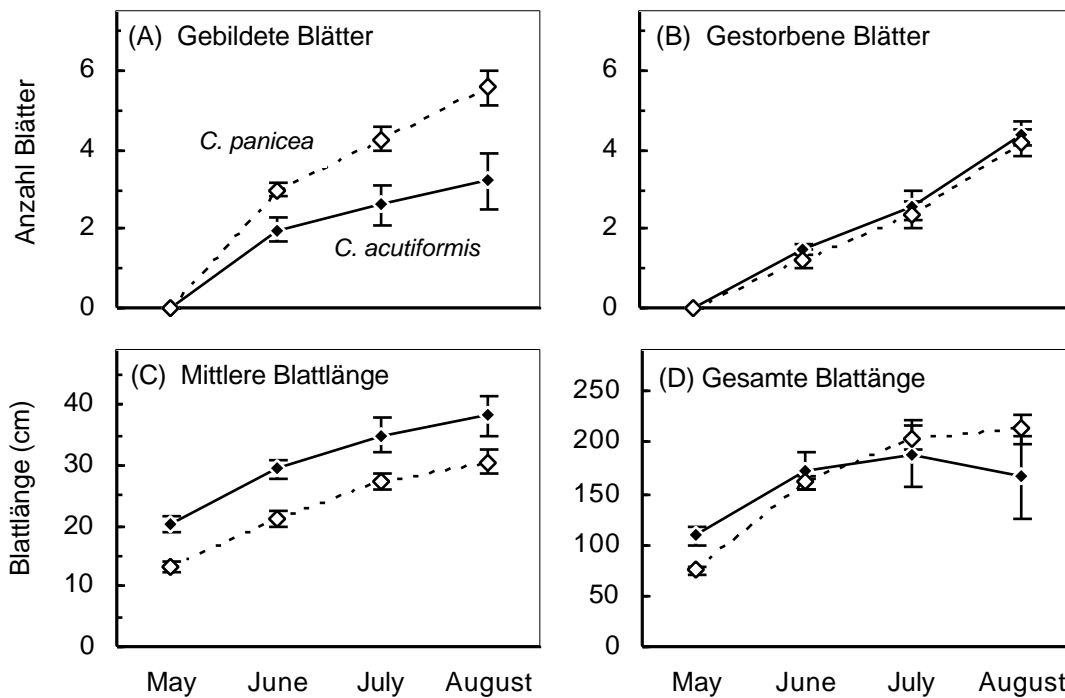
**Abb. 6.3.** Beziehung zwischen der Blattmorphologie von vier *Carex*-Arten und der Lichtintensität (Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung oberhalb des Bestandes) 20 cm über der Bodenoberfläche. (A) Wassergehalt (Frisch-/Trockengewicht), (B) Spezifische Blattfläche (Blattfläche/Trockengewicht), (C) Blattbreite, (D) Blattlänge

**Fig. 6.3.** Relation between the leaf morphology of four *Carex* species and light intensity 20 cm above soil (fraction of PAR above canopy). (A) Water content (wet mass/dry mass), (B) specific leaf area (leaf area/dry mass), (C) leaf width and (D) leaf length

## 6.4. Diskussion

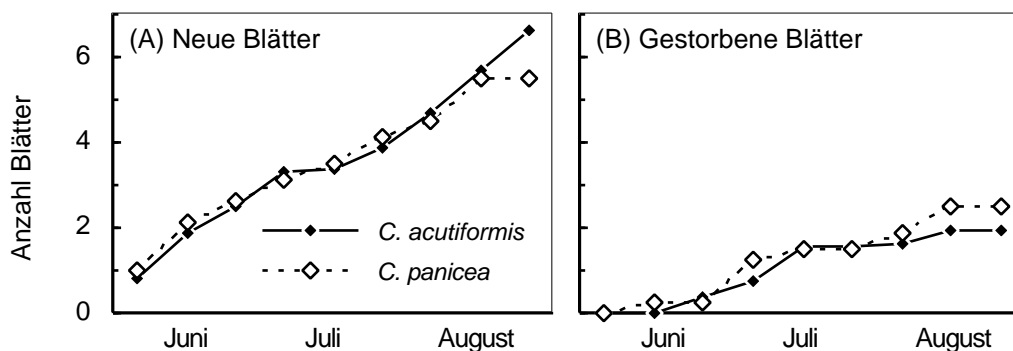
### 6.4.1. Intensität und Muster der Beschattung durch Schilf

Die durch das Schilf bewirkte Beschattung war in den untersuchten Hochstaudenriedern deutlich stärker als in den Pfeifengraswiesen. Dies war zu erwarten, da auch die Dichte und - vor allem - Höhe der Schilfhalme grösser war (Kapitel 2 und 4). Auch die Beschattung durch die anderen Arten war allerdings in den Hochstaudenriedern stärker (Abb. 6.2) obwohl deren oberirdische Biomasse nicht grösser war als diejenige in Pfeifengraswiesen (Tab. 6.1.b). Dies ist auf die unterschiedliche Vegetationsstruktur zurückzuführen: In Hochstaudenriedern sind die Blätter zu einem grossen Teil breit, mehr oder weniger horizontal ausgerichtet, und haben ihren Ansatz an einem hohen Stengel (Hirose *et al.* 1988; 1989). Pflanzen der Pfeifengraswiesen dagegen haben meist schmale, aufrechte, in Bodennähe entspringende Blätter. Zwischen Schilf und den anderen Arten bestehen bezüglich der Beschattungsmuster zwei Unterschiede: Die Beschattung durch Schilf unterliegt erstens einem sehr ausgeprägten jahreszeitlichen Wechsel. Bis Mitte Juni ist sie sogar in Hochstaudenriedern unbedeutend. Andererseits ist die Beschattung durch Schilf in vertikaler Richtung sehr viel einheitlicher als diejenige der anderen Arten: in Schilf-Reinbeständen ist die Lichtintensität in Bodennähe kaum geringer als in 70 cm Höhe (Abb. 6.2).



**Abb. 6.4.** Blattturnover und Veränderungen in der Blattlänge von *Carex acutiformis* (durchgehende Linien) und *Carex panicea* (unterbrochene Linien) zwischen Mai und August an vier Feldstandorten. Die Punkte entsprechen den Mittelwerten von 4 x 10 Pflanzen; die Fehlerbalken geben Standardfehler an.

**Fig. 6.4.** Leaf turnover and changes in leaf length of *Carex acutiformis* (full line) and *Carex panicea* (dashed line) between May and August at four field sites. Symbols are mean values for 4 x 10 shoots and error bars are standard errors.



**Abb. 6.5.** Blattturnover von *Carex acutiformis* und *Carex panicea* bei Wachstum im Versuchsgarten (100% Licht), gemessen als Gesamtzahl der seit Ende Mai (A) gebildeten und (B) gestorbenen Blätter. Die Daten sind Mittelwerte von acht Pflanzen

**Fig. 6.5.** Leaf turnover of *Carex acutiformis* (full line) and *Carex panicea* (dashed line) grown in the garden (full light). Symbols are mean values for eight shoots.

Die Verschilfung einer Streuwiese führt also nicht nur zu verstärkter Beschattung, sondern auch zu veränderten räumlich-zeitlichen Mustern der Beschattung. Diese Unterschiede können für die Wirkung des Schilfs bedeutsam sein, insbesondere falls die Pflanzenarten der Streuwiesen unterschiedlich gut in der Lage sind, sich an einen vertikalen Lichtgradienten durch optimale Allokationsmuster anzupassen (Pons *et al.* 1989; Schieving *et al.* 1992; Hirose & Werger 1995; Anten & Hirose 1999), bzw. falls sie unterschiedliche jahreszeitliche Nischen nutzen (McKane *et al.* 1990; Anten & Hirose 1999). Verschilfte Streuwiesen enthalten vermehrt Waldarten (vgl. Tab. 5.2). Diese Arten sind nicht daran angepasst, sich in einem vertikalen Lichtgradienten durchzusetzen, sondern passen ihre Phänologie an die jahreszeitlichen Änderungen der Lichtbedingungen an (Henry & Aarssen 1997). Dieses Verhalten dürfte gemäss unseren Lichtmessungen um so günstiger sein, je mehr eine Streuwiese verschilft ist.

#### 6.4.2. Wirkung der Beschattung auf die Biomasseproduktion

Die Beschattung durch Schilf hatte nur eine sehr geringe Wirkung auf die Biomasseproduktion der anderen Arten im gleichen Sommer. Dies ist wohl darauf zurückzuführen, dass diese Beschattung erst ab Juli relevant wird, wenn die meisten Arten schon einen grossen Teil des Wachstums abgeschlossen haben (Buttery & Lambert 1965; Gryseels 1989). Entscheidend hierbei ist, dass die Flächen im Herbst des Vorjahres gemäht wurden, so dass keine Streu im Frühjahr anwesend war. Ohne Mahd bleiben die toten Schilfhalme noch 2-3 Jahre stehen und können eine erhebliche beschattende Wirkung auch im Frühjahr ausüben (Granéli 1989; Gryseels 1989; Lenssen *et al.* 2000).

Es kann allerdings durchaus sein, dass die Speicherung von Reservestoffen für das Austreiben im folgenden Jahr durch Beschattung negativ beeinflusst wird und dass somit Effekte der Beschattung erst nach einem oder sogar mehreren Jahren auftreten. In einem Gartenversuch mit fünf *Carex*-Arten hing deren Wachstum im zweiten Versuchsjahr deutlich stärker von der Lichtintensität ab als im ersten Jahr (Edelkraut & Güsewell, unveröffentlicht). Unsere Versuche waren somit zu kurzfristig, um aufgrund der negativen Ergebnisse eine mögliche Wirkung der Beschattung auf die Biomasseproduktion der anderen Arten auszuschliessen.

#### 6.4.3. Morphologische Plastizität

Die beobachtete Plastizität der Blattmerkmale unter ungünstigeren Lichtbedingungen entspricht den Ergebnissen zahlreicher anderer Untersuchungen. Eine höhere spezifische Blattfläche ermöglicht eine effizientere Nutzung des Lichtes, indem pro Gramm Blattkohlenstoff mehr neuer Kohlenstoff assimiliert werden kann (Dijkstra 1989). Diverse Untersuchungen zeigten, dass die unterschiedliche Schattentoleranz von Krautarten mehr von deren spezifischer Blattfläche abhängt als von der Blattmasse oder von physiologischen Unterschieden (Poorter & Remkes 1990; Olf 1992; Poorter & Van der Werf 1998)

Zur Frage, ob schattentolerantere Arten plastischer sind als lichtbedürftige Arten, wurden in anderen Untersuchungen verschiedene Ergebnisse erhalten. Dijkstra (1989), Olf (1992) sowie Onimaru & Yabe (Onimaru & Yabe 1996) fanden derartige Unterschiede (die letztgenannten beim Vergleich von zwei *Carex*-Arten bei unterschiedlicher Verschilfung), nicht dagegen Corré (1983). Auch zur Frage, ob hierbei die Nährstoffverfügbarkeit eine Rolle spielt, wurden von den genannten Autoren unterschiedliche Ergebnisse erzielt.

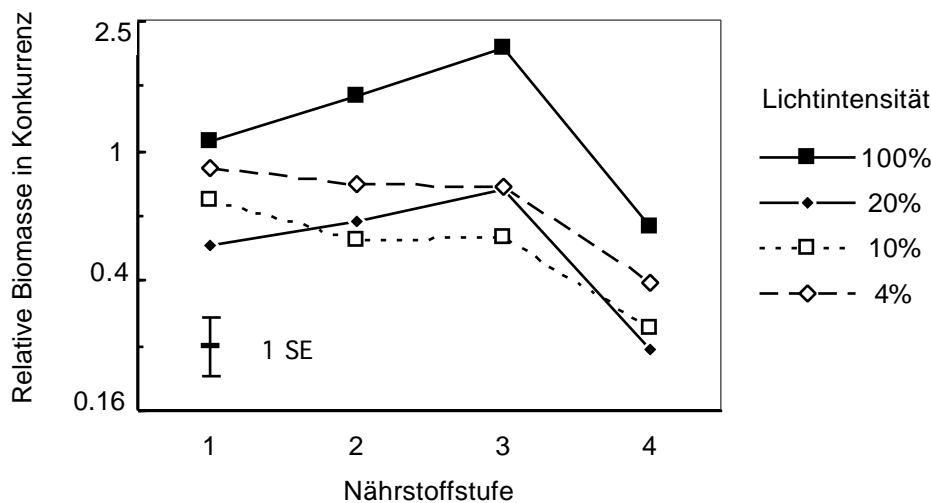
In der vorliegenden Untersuchung wurden keine Plastizitäts-Unterschiede zwischen den vier *Carex*-Arten festgestellt. Dies könnte damit zusammenhängen, dass nur der mittlere Teil der jeweils längsten Blätter pro Pflanze untersucht wurde. Eigene und andere Arbeiten (z.B. Hirose *et al.* 1989) zeigten, dass die spezifische Blattfläche vom Alter der Blätter und vom untersuchten Blatteil abhängt. Ferner wurde gezeigt, dass die Verteilung von Ressourcen innerhalb der Blätter durch die Lichtverfügbarkeit beeinflusst wird (Schieving *et al.* 1992). Es ist möglich, dass sich die *Carex*-Arten bezüglich solcher vertikalen Muster unterscheiden, da dies in unserer Untersuchung nicht erfasst wurde.

#### 6.4.4. Phänologische Unterschiede und Plastizität

Im Vollicht (Institutsgarten) gab es keine Unterschied zwischen dem Blattturnover von *Carex acutiformis* und demjenigen von *Carex panicea*: beide Arten bildeten und verloren bis Ende August gleich viele Blätter. In schattigen Pflanzenbeständen aber bildete *Carex acutiformis* ab Juni weniger Blätter als *Carex panicea*. Der Unterschied zwischen den beiden Arten besteht also nicht darin, dass die Art der nährstoffreicheren Standorte (*C. acutiformis*) einen rascheren Blattturnover hätte als die Art der nährstoffärmeren Standorte (*C. panicea*), sondern darin, dass *C. acutiformis* eine frühere und plastischere jahreszeitliche Entwicklung (Phänologie) aufweist. Unsere Ergebnisse bestätigen insofern die Ergebnisse von Aerts & de Caluwe (1995) sowie Verhoeven *et al.* (1988) beim Vergleich von *Carex acutiformis* mit der kleinen, lichtbedürftigen Art *Carex diandra*.

Die frühe Verlangsamung des Wachstums und der rasch einsetzende Rückzug von Nähr- und Reservestoffen bei *Carex acutiformis* (siehe auch Hirose *et al.* 1989; Schieving *et al.* 1992) entspricht eher der Strategie einer Waldpflanze als derjenigen von Gras- und Krautarten hochproduktiver Standorte mit starker Lichtkonkurrenz (Fliervoet 1984). Im Gegensatz zu Gräsern und Stauden können die meisten *Carex*-Arten neue Blätter nur an der Sprossbasis in Bodennähe bilden. Falls dort im Spätsommer ungünstige Lichtbedingungen herrschen, ist die Neubildung von Blättern bezüglich der Kohlenstoffbilanz weniger oder nicht rentabel. An schattigen Standorten ist es für eine *Carex*-Art daher wichtig, ihre Blätter möglichst früh zu bilden. Die Tatsache, dass *Carex acutiformis* im Feld (mit Beschattung) ab Mai weniger neue Blätter bildete als *Carex panicea*, nicht aber im vollen Licht, unterstützt die Annahme, dass die Phänologie von *Carex acutiformis* eine Anpassung an ungünstige Lichtbedingungen darstellt, die gerade im Fall von verschilften Streuwiesen (mit einer starken Zunahme der Beschattung ab Juli) einen Konkurrenzvorteil verschaffen dürfte.

Ein Experiment von Edelkraut & Güsewell (2001) bestätigte die Vermutung, dass Beschattung auch unter relativ nährstoffarmen Bedingungen die Konkurrenzkraft von Arten der Hochstaudenrieder wie *Carex acutiformis* gegenüber Kleinseggen wie *Carex panicea* erhöht, und somit das Eindringen der Hochstauden in Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder fördern kann. In dem Versuch wurden fünf *Carex*-Arten entweder alleine oder in Konkurrenz mit zwei Hochstauden bei vier Nährstoffstufen und vier Beschattungsintensitäten (4% bis 100% Licht; Abb. 6.6). Im vollen Licht wuchsen die *Carex*-Arten im Durchschnitt mit Konkurrenten besser als ohne Konkurrenten, vermutlich weil ihnen noch immer genügend Licht für eine maximale Photosynthese zur Verfügung stand und weil Verluste durch Transpiration geringer waren. Bei Beschattung hingegen wurden die *Carex*-Arten durch Konkurrenz reduziert. Derselbe Effekt wurde auf der höchsten Nährstoffstufe beobachtet, und am stärksten wirkte sich Konkurrenz bei einer Kombination von hoher Nährstoffverfügbarkeit und Beschattung aus (Abb. 6.6). Dies entspricht genau den Ergebnissen der Felduntersuchungen (Kapitel 5), wo zunehmende Verschilfung ähnliche Änderungen der Artenzusammensetzung hervorrief wie zunehmende Nährstoffverfügbarkeit und wo die Kombination beider Faktoren die Artenzusammensetzung und Artenvielfalt am meisten beeinträchtigte.



**Abb. 6.6.** Mittlere Konkurrenzkraft von fünf *Carex*-Arten (*C. davalliana*, *elata*, *flacca*, *flava*, *panicea*) gegen zwei Hochstauden (*Lythrum salicaria*, *Solidago serotina*) bei vier Lichtintensitäten (angegeben als % des vollen Tageslichtes) und vier Nährstoffstufen (1.4, 5.6, 16, 48 mg N pro Pflanze). Die Konkurrenzkraft wurde für jede *Carex*-Art und Behandlung gemessen als Verhältnis der mittleren Biomasse von *Carex*-Pflanzen die mit Konkurrenten in einem Topf gewachsen waren zur mittleren Biomasse von *Carex*-Pflanzen die alleine in einem Topf gewachsen waren. Ein Verhältnis über 1 bedeutet, dass die *Carex*-Pflanzen durch die Hochstauden gefördert wurden, ein Verhältnis unter 1 bedeutet, dass die *Carex*-Pflanzen durch Konkurrenz unterdrückt wurden. Aus Edelkraut & Güsewell (2001)

**Fig. 6.6.** Mean competitive ability of five *Carex* species (*C. davalliana*, *elata*, *flacca*, *flava*, *panicea*) against two tall forb species (*Lythrum salicaria*, *Solidago serotina*) at four light intensities (% of full daylight) and four nutrient supplies (1.4, 5.6, 16, 48 mg N per plant). Competitive ability was measured as the ratio of the biomass of *Carex* plants grown in competition to the biomass of *Carex* plants grown alone. From Edelkraut & Güsewell (2001)

## 6.5. Literatur

- Aerts, R. & de Caluwe, H. (1995) Interspecific and intraspecific differences in shoot and leaf lifespan of four *Carex* species which differ in maximum dry matter production. *Oecologia*, **102**, 467–477.
- Anten, N.P.R. & Hirose, T. (1999) Interspecific differences in above-ground growth patterns result in spatial and temporal partitioning of light among species in a tall-grass meadow. *Journal of Ecology*, **87**, 583–597.
- Buttery, B.R. & Lambert, J.M. (1965) Competition between *Glyceria maxima* and *Phragmites communis* in the region of Surlingham Broad. I. The competition mechanism. *Journal of Ecology*, **53**, 163–181.
- Corré, W.J. (1983) Growth and morphogenesis of sun and shade plants. III. The combined effects of light intensity and nutrient supply. *Acta Botanica Neerlandica*, **32**,
- Dijkstra, P. (1989) Cause and effect of differences in specific leaf area. *Causes and consequences of variation in growth rate and productivity of higher plants* (eds. H. Lambers, M.L. Cambridge, H. Konings & T.L. Pons), pp. 125–140. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Edelkraut, K. & Güsewell, S. (2001) Effects of light and nutrient supply on the growth and competitive ability of five wetland *Carex* species. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **67**, 41–55.
- Granéli, W. (1989) Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany*, **35**, 99–109.

- Gryseels, M. (1989) Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I. Effects of winter cutting. *Biological Conservation*, **47**, 171–193.
- Henry, H. & Aarssen, L. (1997) On the relationship between shade tolerance and shade avoidance strategies in woodland plants. *Oikos*, **80**, 575–582.
- Hirose, T. & Werger, M.J. (1995) Canopy structure and photon flux partitioning among species in a herbaceous plant community. *Ecology*, **76**, 466–474.
- Hirose, T., Werger, M.J.A., Pons, T.L. & van Rhenen, J.W.A. (1988) Canopy structure and leaf nitrogen distribution in a stand of *Lysimachia vulgaris* L. as influenced by stand density. *Oecologia*, **77**, 145–150.
- Hirose, T., Werger, M.J.A. & van Rhenen, J.W.A. (1989) Canopy development and leaf nitrogen distribution in a stand of *Carex acutiformis*. *Ecology*, **70**, 1610–1618.
- Lenssen, J.P.M., Menting, F.B.J., van der Putten, W.H. & Blom, C.W.P.M. (2000) Variation in species composition and species richness within *Phragmites australis* dominated riparian zones. *Plant Ecology*, **147**, 137–146.
- McKane, R.B., Grigal, D.F. & Russelle, M.P. (1990) Spatiotemporal differences in <sup>15</sup>N uptake and the organization of an old-field plant community. *Ecology*, **71**, 1126–1132.
- Olf, H. (1992) Effects of light and nutrient availability on dry matter and N allocation in six successional grassland species: Testing for resource ratio effects. *Oecologia*, **89**, 412–421.
- Onimaru, K. & Yabe, K. (1996) Comparisons of nutrient recovery and specific leaf area variation between *Carex lasiocarpa* var. *occultans* and *Carex thunbergii* var. *appendiculata* with reference to nutrient conditions and shading by *Phragmites australis*. *Ecological Research*, **11**, 139–147.
- Pons, T.L., Schieving, F., Hirose, T. & Werger, M.J.A. (1989) Optimization of leaf nitrogen allocation for canopy photosynthesis in *Lysimachia vulgaris*. *Causes and consequences of variation in growth rate and productivity of higher plants* (eds. H. Lambers, M.L. Cambridge, H. Konings & T.L. Pons), pp. 175–186. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Poorter, H. & Remkes, C. (1990) Leaf area ratio and net assimilation rate of 24 wild species differing in relative growth rate. *Oecologia*, **83**, 553–559.
- Poorter, H. & Van der Werf, A. (1998) Is inherent variation in RGR determined by LAR at low irradiance and by NAR at high irradiance? A review of herbaceous species. *Inherent variation in plant growth. Physiological mechanisms and ecological consequences* (eds. H. Lambers, H. Poorter & M.M.I. Van Vuuren), pp. 309–336. Backhiys Publishers, Leiden.
- Schieving, F., Pons, T.L., Werger, M.J.A. & Hirose, T. (1992) The vertical distribution of nitrogen and photosynthetic activity at different plant densities in *Carex acutiformis*. *Plant and Soil*, **14**, 9–17.
- Verhoeven, J.T.A., Schmitz, M.B. & Pons, T.L. (1988) Comparative demographic study of *Carex rostrata* Stokes, *C. diandra* Schrank and *C. acutiformis* Ehrh. in fens of different nutrient status. *Aquatic Botany*



## 7. Auswirkung einer zusätzlichen Junimahd auf das Schilf in drei Streuwiesen bei Zürich

Eine Mahd im Frühsommer (zusätzlich zur normalen Herbstmahd) in leicht eutrophierten und mässig verschilften Streuwiesen wirkte sich erst ab dem vierten Versuchsjahr auf die Biomasse des Schilfs aus. Diese nahm um 25% ab, vor allem aufgrund einer geringeren Grösse der Halme. Vermutlich ist der Verbrauch der unterirdischen Kohlehydratreserven hierfür verantwortlich. Die Biomasse der anderen Arten wurde ebenfalls reduziert, so dass die Dominanz des Schilfs nicht abnahm. Junimahd alle zwei Jahre reduzierte die Schilfbiomasse nicht. Die zusätzliche Junimahd erhöhte die Nährstoffentzüge (Stickstoff und Phosphor), doch diese Wirkung war bereits nach einigen Jahren nicht mehr gross. Die Artenzahl der Vegetation wurde durch die zusätzliche Junimahd nur sehr geringfügig erhöht. Insgesamt muss somit die Wirksamkeit dieser Massnahme als gering bezeichnet werden.

### 7.1. Einleitung und Fragestellung

Die Verschilfung von Feuchtwiesen wird nicht nur in Mitteleuropa als Problem betrachtet, sondern auch in zahlreichen anderen Gebieten der Erde. Als Problempflanze gilt Schilf einerseits aus Gründen des Artenschutzes (Verdrängung von Pflanzenarten, Veränderung der Struktur von Tierhabitaten - Roman *et al.* 1984; Chambers *et al.* 1999), andererseits wegen wirtschaftlichen Schäden (Verlandung von Fischteichen, Zuwachsen von Gräben und Kanälen, Unkraut in gewissen Kulturen - Husák 1978; Izatt 1979) und aus landschaftsästhetischen Gründen (Hellings & Gallagher 1992). Zur Bekämpfung des Schilfs wurden in solchen Fällen entweder Herbizide eingesetzt (Jones & Lehman 1987) oder eine starke Überflutung in Kombination mit mechanischen Massnahmen wie Schnitt oder Brand (Husák 1978; Izatt 1979; Hellings & Gallagher 1992). Der erzielte Erfolg war gut (siehe auch Ashour Ahmed 1990; Caffrey 1996), doch solche "drastischen" Massnahmen sind zur Schilfbekämpfung in Streuwiesen ungeeignet, da auch die zu schützenden Arten vernichtet würden. Empfohlen wird daher, verschilfte Flächen schon vor dem normalen Mahdtermin (September-Oktober) oder sogar zweimal im Jahr (Frühsommer und Herbst) zu mähen (Egloff 1984; Bressoud *et al.* 1992; Schütz & Ochse 1997).

Dass Sommermahd Schilf reduzieren kann, beispielsweise im Vergleich zur Wintermahd, ist aus anderen Untersuchungen bekannt (Haslam 1970; Gryseels 1989; Buttler 1992; Van Diggelen *et al.* 1996). Ob allerdings eine zusätzliche Junimahd in Streuwiesen, die bereits relativ früh gemäht werden (September) eine zusätzliche Schwächung des Schilfs zur Folge hat, bleibt zu überprüfen. Grundsätzlich erscheinen drei Mechanismen möglich: (1) eine direkte Schädigung des Schilfs durch die Mahd, beispielsweise durch den Verbrauch von Kohlehydraten; (2) eine indirekte Schädigung des Schilfs durch Förderung von Konkurrenten, Herbivoren oder Parasiten; (3) eine langfristige Zurückdrängung des Schilfs durch Aushagerung des Bodens (vgl. Kapitel 4).

Versuche zur Wirkung einer zusätzlichen Junimahd auf das Schilf in Streuwiesen der Umgebung von Zürich wurden im Rahmen dieses Projektes von 1995 bis 2001 durchgeführt (Güsewell 1998; Güsewell *et al.* 2000a,b). Untersucht wurde der Effekt der zusätzlichen Mahd auf die Dichte, Morphologie, Biomasse und Dominanz des Schilfs. Zudem wurden die mit der Mahd verbundenen Nährstoffentzüge quantifiziert um zu prüfen, ob durch diese Massnahme langfristig tatsächlich eine Aushagerung stattfindet, welche sich negativ auf das Schilf auswirken könnte.

## 7.2. Methoden

### 7.2.1. Versuchsflächen und Bewirtschaftung

Versuchsflächen wurden in drei Streuwiesen der Region Zürich eingerichtet (Wiesen G2, G4 und K3 in Tabelle 2.1). Alle Wiesen wurden vor Versuchsbeginn jährlich im September gemäht. Auf der Wiese G2 ("Glatt") setzte die Mahd allerdings erst ca. fünf Jahre vor Versuchsbeginn ein (genaue Angaben fehlen). Zuvor hatte diese Wiese jahrelang brach gelegen und war sehr stark verschilft. Wiese K3 ("Katz") war ca. zehn Jahre vor Versuchsbeginn einmal mit Klärschlamm gedüngt worden, wonach sich das Schilf ausbreitete (R. Hangartner, mündl. Mitt.). Wiese G4 ("Greif") erhielt offensichtlich durch einen Entwässerungsgraben Nährstoffe aus der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzfläche und war von diesem Graben ausgehend verschilft.

Auf der Probefläche "Greif" wurden drei und auf der Fläche "Katz" zwei Versuchsblöcke eingerichtet. Jeder Block bestand aus drei Versuchsflächen von 100 Quadratmetern<sup>1</sup>. Eine der drei Flächen wurde zusätzlich zur normalen Septembermahd jährlich Ende Juni gemäht, die zweite Fläche erhielt jedes zweite Jahr die Junimahd, die dritte Fläche diente als Kontrolle und wurde nur im September gemäht. Die Behandlungen wurden innerhalb der Blöcke zufällig verteilt. Die Wiese "Glatt" enthielt nach Störung der ursprünglich angelegten Flächen durch einen Pflegeeingriff nur noch zwei Versuchsflächen, je mit jährlicher Junimahd und Kontrollfläche. Der Versuch begann auf der Probefläche "Katz" und in zwei Blöcken von "Greif" 1995, im dritten Block von "Greif" sowie auf der Wiese "Glatt" erst 1996. Die Eckpunkte der Versuchsflächen wurden mit Metallrohren im Boden markiert und jedes Jahr im Frühjahr mit einem Metalldetektor wieder aufgesucht.

### 7.2.2. Messungen

In jeder Versuchsfläche wurden 3 Quadrate (4 m<sup>2</sup>) als Dauerflächen markiert. In diesen Quadraten wurden jedes Jahr vor der Junimahd die Schilfhalme gezählt. Auf einem zufällig bestimmten Viertel des Quadrates (jedes Jahr dasselbe) wurden auch alle Halmlängen und Halmdurchmesser gemessen. Anhand dieser Messungen wurde die Schilfbiomasse geschätzt (vgl. Kapitel 2).

Im dritten, fünften und siebten Versuchsjahr (1997, 1999, 2001) wurden ferner Ende Juni und Ende August pro Versuchsfläche ca. 20 Schilfhalme ausserhalb der Dauerflächen geerntet. Zugleich wurde die Vegetation auf drei Flächen von 80 x 20 cm<sup>2</sup> pro Versuchsfläche (verschiedene Flächen im Juni und September) knapp über dem Boden abgeschnitten. Schilfhalme und andere Arten wurden getrennt; dann wurden die Proben zur Bestimmung der Biomasse bei 70°C getrocknet und gewogen. Im Juni 1999 wurden alle dominanten Arten getrennt analysiert. Die Proben wurden gemahlen und bei 420 °C mit konzentrierter Schwefelsäure und einem Kupfersulfat-Titanoxid-Katalysator aufgeschlossen. Anschliessend wurden die N- und P-Konzentrationen der Extrakte auf einem "Flow Injection Analyzer" der Firma TECATOR kolorimetrisch bestimmt.

### 7.2.3. Auswertungen

Die Veränderungen von Halmdichte, Halmgrösse und Biomasse des Schilfs zwischen 1995 und 2001 wurden graphisch dargestellt. Für die statistische Auswertung wurden einerseits die Mittelwerten von 2000 und 2001 (Endzustand) zwischen den drei Behandlungen verglichen, andererseits die Differenzen zwischen den Mittelwerten von 1995 und 1996 und denjenigen von 2000 und 2001 (Veränderung). Es gingen immer Mittelwerte von zwei Jahren in die Vergleiche ein, um den Einfluss von kurzfristigen Schwankungen zu verringern. Die

---

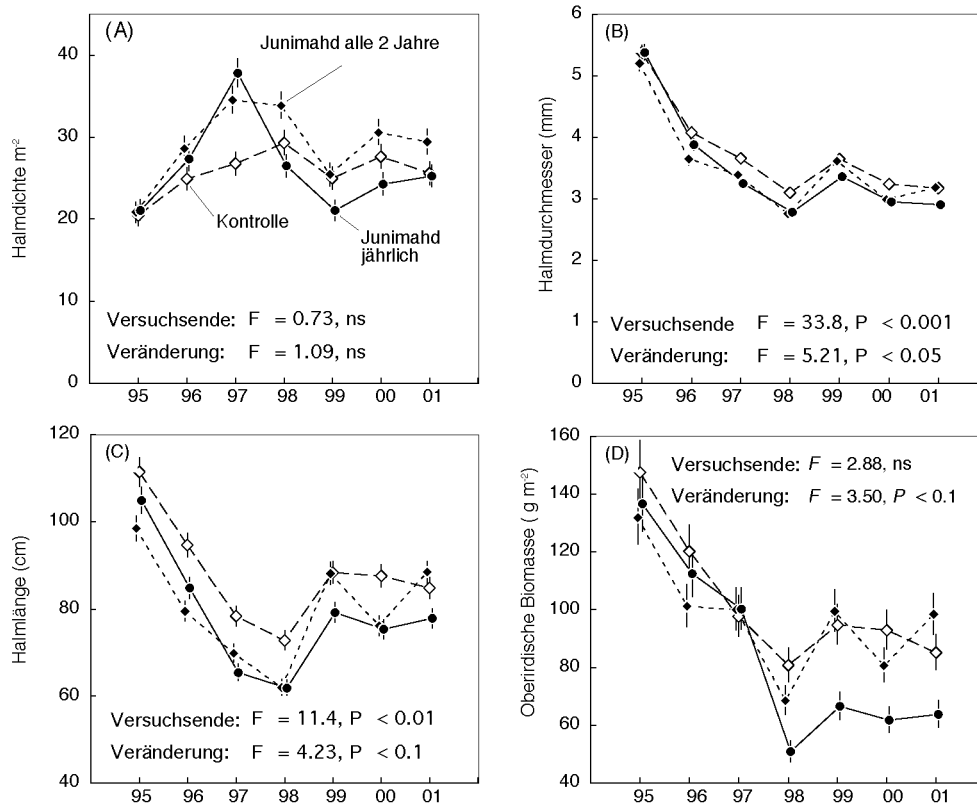
<sup>1</sup> Der an den Graben angrenzende Block der Fläche "Greif" bestand aus kleineren Flächen, um die Heterogenität innerhalb der Flächen zu begrenzen.

Behandlungseffekte wurden mit einer Varianzanalyse getestet (Faktoren Behandlung und Block), wobei die Daten der Fläche "Glatt" ausgeschlossen wurden, da dort eine der drei Behandlungen fehlte. Für die Auswertung wurde die Halmdichte wurzeltransformiert und die Biomasse logarithmiert.

### 7.3. Ergebnisse

#### 7.3.1. Veränderungen der oberirdischen Schilfbiomasse 1995-2001

Die Halmdichte fluktuierte zwischen 1995 und 1998 erheblich, ohne deutlichen Trend oder Behandlungseffekte (Abb. 7.1.a). Die Halmlänge und der Halmdurchmesser nahmen erst ab (1995–1998) und dann wieder leicht zu (1998–2001). Bei Versuchsende waren beide Variablen in den Flächen mit Junimahd signifikant niedriger als in den Kontrollflächen (Abb. 7.1.b, c). Die oberirdische Schilfbiomasse unterschied sich bis 1997 nicht zwischen den Behandlungen, war aber ab 1998 in den Flächen mit Junimahd 25–30% niedriger als in den Kontrollflächen (Abb. 7.1.d). Die Unterschiede waren bei Versuchsende knapp signifikant, doch da schon 1995–96 kleine Differenzen bestanden hatten, unterschied sich die Veränderung der Biomasse zwischen 1995–96 und 2000–01 nicht signifikant zwischen den Behandlungen.



**Abb. 7.1.** Veränderungen von (A) der Schilf-Halmdichte, (B) dem mittleren Halmdurchmesser, (C) der mittleren Halmlänge und (D) der oberirdischen Schilfbiomasse in Flächen mit Junimahd (jährlich oder jedes zweite Jahr) und in Kontrollflächen. Die Daten sind Mittelwerte und Standardfehler ( $n = 6$  Blöcke). Die Ergebnisse von Varianzanalysen zum Test der Behandlungseffekte auf die Werte zu Versuchsende bzw. auf die Veränderung zwischen Versuchsbeginn und -Ende sind in jeder Graphik angegeben.

**Fig. 7.1.** Changes in (A) the shoot density, (B) the mean shoot length, (C) the mean shoot diameter and (D) the aboveground biomass of *Phragmites australis* in plots mown in June (every year or every second year) and in control plots. Data are means and standard errors ( $n = 6$  blocks). The results of analyses of variance testing treatment effects on values at the end of the experiment as well as on the change between start and end of the experiment are given in each graph.

Einen Sonderfall stellte die Versuchsfläche Katzenssee dar, wo Teile der Versuchsflächen wegen grosser Nässe im Herbst 2000 ungemäht blieben. In allen betroffenen Dauerquadraten nahm die Vitalität des Schilfs zwischen 2000 und 2001 zu, während sie in allen Dauerquadraten mit normaler Mahd im gleichen Zeitraum abnahm (Tab. 7.1).

### 7.3.2. Biomasse des Schilfs im Vergleich zu den anderen Arten

Im dritten Versuchsjahr (Juni 1997) unterschied sich die oberirdische Biomasse des Schilfs in den Flächen mit jährlicher Junimahd ( $86.3 \text{ g m}^{-2}$ ) nicht von derjenigen in den Kontrollflächen ( $74.1 \text{ g m}^{-2}$ ). Die Biomasse der anderen Arten war dagegen in den Flächen mit jährlicher Junimahd ( $245.3 \text{ g m}^{-2}$ ) signifikant geringer in den Kontrollflächen ( $313.9 \text{ g m}^{-2}$ ; Varianzanalyse:  $F = 15.7$ ,  $P < 0.05$ ). Deshalb war der Schilffanteil in der Biomasse in den Flächen mit Junimahd höher (35.2% gegenüber 23.6%).

Ende August 1997 war die Biomasse der im Juni gemähten Flächen (=zweiter Aufwuchs) niedriger als die Juni-Biomasse, wobei der Unterschied im Falle vom Schilf (Biomasse im August = 33% derjenigen im Juni) grösser war als im Falle der anderen Arten (62%). In den Kontrollflächen dagegen betrug die Biomasse Ende August beim Schilf ebenso wie bei den anderen Arten 126-127% der Juniwerte.

Im Juni 2001 war die Biomasse des Schilfs in den Dauerquadraten der Flächen mit jährlicher Junimahd ( $63.8 \text{ g m}^{-2}$ ) 26% niedriger in den Kontrollflächen ( $85.1 \text{ g m}^{-2}$ ), doch der Unterschied war knapp nicht signifikant. Die Biomasse der anderen Arten war in den Flächen mit jährlichem Junischnitt signifikant niedriger ( $283 \pm 12 \text{ g m}^{-2}$  vs.  $338 \pm 14 \text{ g m}^{-2}$  in Kontrollflächen,  $P < 0.05$ ). Dasselbe galt für die gesamte oberirdische Biomasse ( $408 \pm 12 \text{ g m}^{-2}$  vs.  $481 \pm 14 \text{ g m}^{-2}$ ,  $P < 0.05$ ). Relativ gesehen waren allerdings die Unterschiede zwischen Behandlungen für Schilf und andere Arten etwa gleich, so dass der Schilffanteil in der Biomasse bei beiden Behandlungen praktisch derselbe war.

Deutliche Unterschiede bestanden im Juni 2001 zwischen der Schilfbiomasse im Randbereich der Versuchsflächen (dort wo die Biomasseproben geerntet wurden) und in den Dauerquadraten (wo die Biomasse aufgrund von Messungen geschätzt wurde). Im Randbereich stellte die Schilfbiomasse  $32 \pm 2\%$  der Gesamtbiomasse in Flächen mit Junimahd dar, und  $30 \pm 2\%$  in den Kontrollflächen. In den Dauerquadraten hingegen war die Schilfbiomasse nur halb so hoch, und stellte somit 14.2% (mit Junimahd) bzw. 16.5% (Kontrollflächen) der Gesamtbiomasse dar, unter der Annahme, dass die Biomasse der anderen Arten in beiden Bereichen dieselbe war.

### 7.3.3. Zuwachs zwischen Juni und August

Ende August 2001 betrug die Schilfbiomasse in den Flächen mit jährlicher Junimahd nur 11% der Biomasse im Juni, die Biomasse der anderen Arten 40.4%. In den Kontrollflächen betrug die Biomasse Ende August beim Schilf 119% der Juniwerte, bei den anderen Arten 128%. Um zu prüfen, ob dieser Unterschied im Zuwachs eine kurzfristige oder eine langzeitige Wirkung der Junimahd darstellte, wurde im Juni 2001 pro Versuchsfläche mit Junimahd ein Quadrat von ca.  $2 \times 2 \text{ m}^2$  von der Mahd ausgenommen. Im inneren Teil ( $1 \text{ m}^2$ ) von diesem Quadrat wurde ebenso wie in den Kontrollflächen der Zuwachs zwischen Juni und Ende August bestimmt (Tab. 7.2). Die Schilfhalmhöhe nahm in den Flächen mit Junimahd zwischen Juni und August leicht zu, während sie in Kontrollflächen abnahm. Dafür nahm die Halmlänge in den Flächen mit Junimahd weniger zu als in den Kontrollflächen, und als Folge war die Zunahme der Schilfbiomasse in Junimahd- und Kontrollflächen dieselbe. Die Biomasse der anderen Arten nahm in den Flächen mit Junimahd zwar weniger zu, der Unterschied war aber knapp nicht signifikant (Tab. 7.2). Somit hatte die Junimahd keinen langfristigen Einfluss auf die Biomasseproduktion zwischen Juni und August.

**Tab. 7.1.** Auswirkung einer einjährigen Brache auf die Vitalität des Schilfs am Standort "Katzensee": mittlere Unterschiede (mit Standardfehlern) zwischen Juni 2000 und 2001 in Dauerquadraten die im Herbst 2000 ungemäht blieben und solchen, die im Herbst 2000 normal gemäht wurden (je vier Quadrate)

**Table 7.1** Effects of short-term abandonment on the performance of *Phragmites australis* at the study site "Katzensee": mean differences (+ SE) between June 2000 and 2001 in permanent quadrats left unmown due to wetness in autumn 2000 and in those mown normally ( $n = 4$ )

Mittlerer Unterschied der...	In 2000 ungemäht	In 2000 gemäht
Halmdichte ( $m^{-2}$ )	+2.00 ± 2.16	-0.02 ± 0.22
Halmlänge (cm)	+27.22 ± 7.70	-8.95 ± 2.79
Halmdurchmesser (mm)	+0.43 ± 0.21	-0.26 ± 0.08
Oberirdischen Biomasse ( $g m^{-2}$ )	+87.2% ± 39.0%	-21.8% ± 4.3%

**Tab. 7.2.** Auswirkungen einer sechsjährigen Junimahd auf die Veränderung der Halmdichte und mittleren Halmlänge des Schilfs und auf den Biomassezuwachs bei Schilf und anderen Arten zwischen Juni und August 2001. In den Junimahdflächen wurde zur Bestimmung des Zuwachses ein Quadrat von ca.  $2 \times 2 m^2$  im Juni 2001 von der Mahd ausgenommen.

**Table 7.2.** Effects of six years of additional mowing in June on the change in shoot density and shoot length of *Phragmites australis* and on the biomass production of *Phragmites* and of the other species between late June and late August 2001. To obtain these data for the pots mown in June, a quadrat of  $2 \times 2 m^2$  was left unmown in each experimental plot in June 2001.

		Halmdichte ( $m^2$ )	Halmlänge (cm)	Biomasse ( $g m^{-2}$ )	
				Schilf	Andere Arten
Junimahdflächen	Juni 2001	32.0 ± 0.3	95.4 ± 0.7	129.1 ± 3.5	277.3 ± 16.8
	August 2001	33.4 ± 0.4	105.1 ± 0.8	156.1 ± 4.2	297.2 ± 18.0
	Aug. (% von Juni)	103.9	110.2	120.8	107.1
Kontrollflächen	Juni 2001	24.8 ± 0.2	77.9 ± 0.6	76.1 ± 2.0	337.9 ± 20.4
	August 2001	23.8 ± 0.2	97.1 ± 0.7	90.5 ± 2.4	431.3 ± 26.1
	Aug. (% von Juni)	94.7	124.6	118.8	127.7
Varianzanalyse	F-Wert	12.3	68.6	0.1	2.2
	Signifikanz	$P < 0.05$	$P < 0.001$	ns	ns

#### 7.3.4. Nährstoffkonzentrationen

Die N- und P-Konzentrationen im Juni unterschieden sich weder für das Schilf noch für die anderen Arten und in keinem der drei Untersuchungsjahre zwischen den Behandlungen (Tab. 7.3.a,c,d). Der signifikante Unterschied beim N:P-Verhältnis des Schilfs im Juni 1997 war vermutlich zufallsbedingt.

Ende August 1997 und 2001 waren alle N- und P-Konzentrationen in den Flächen mit Junimahd signifikant höher als in den Kontrollflächen, wobei der Unterschied bei der P-Konzentration grösser war als bei der N-Konzentration und beim Schilf grösser als bei den anderen Arten (Tab. 7.3.b,e). Deshalb war das N:P-Verhältnis in den Flächen mit Junimahd signifikant geringer als in den Kontrollflächen.

**Tab. 7.3.** Auswirkung einer zusätzlichen Mahd im Juni auf die Nährstoffkonzentrationen in der oberirdischen Biomasse von Schilf (*Phragmites australis*) und anderen Pflanzenarten, gemessen zu verschiedenen Zeitpunkten (A–E). Die Daten sind Mittelwerte und Standardfehler, je nach Jahr für vier (1997, 1999) oder sechs (2001) Versuchsblöcke. Alle Rohdaten wurden für die Auswertung logarithmisch transformiert; die Standardfehler sind jeweils die positiven (grösseren) Fehler. Unterschiede zwischen den Behandlungen wurden mit einer Varianzanalyse (Faktoren Behandlung und Block) getestet (\*\*\*) =  $P < 0.001$ ; \*\* =  $P < 0.01$ , \* =  $P < 0.05$ ; ° =  $P < 0.1$ ; keine Angabe = nicht signifikant =  $P > 0.1$ )

**Table 7.3.** Effect of additional mowing in June on nutrient concentrations in the above-ground biomass of *Phragmites australis* and of other plant species at different times of the experiment (A–E). Data are means and standard errors. As original data were log-transformed for the analysis, standard errors correspond to the positive (greater) deviations. The significance of difference between treatments was tested with two-way anova (factors treatment and block)

	Stickstoff (mg g <sup>-1</sup> )		Phosphor (mg g <sup>-1</sup> )		N:P-Verhältnis	
	Junimahd	Kontrolle	Junimahd	Kontrolle	Junimahd	Kontrolle
<b>(A) Ende Juni 1997</b>						
<i>Phragmites australis</i>	16.6 ±0.5	16.5 ±0.5	1.30±0.05	1.22±0.05	12.8 ±0.2*	13.6 ±0.2
Alle anderen Arten	15.2 ±0.2	15.3 ±0.2	1.24±0.04	1.22±0.04	12.3 ±0.5	12.8 ±0.5
<b>(B) Ende August 1997</b>						
<i>Phragmites australis</i>	17.3 ±0.7**	11.6 ±0.4	1.47±0.09**	0.60±0.04	11.9 ±1.0*	19.5 ±1.6
Alle anderen Arten	16.9 ±0.7*	12.5 ±0.5	1.42±0.08**	0.83±0.05	11.8 ±0.4*	15.0 ±0.5
<b>(C) Ende Juni 1999</b>						
<i>Carex acutiformis</i>	14.3 ±1.2	15.4 ±0.6	1.33 ±0.37	1.50 ±0.34	11.9 ±2.0	11.2 ±1.8
<i>Filipendula ulmaria</i>	16.0 ±0.4	14.0 ±1.2	1.45 ±0.17	1.34 ±0.11	11.5 ±1.2	10.5 ±0.5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	12.7 ±1.1	12.3 ±0.6	1.38 ±0.32	1.36 ±0.20	10.2 ±1.3	9.5 ±0.9
<i>Molinia caerulea</i>	11.8 ±1.0	13.1 ±1.3	0.98 ±0.08	1.04 ±0.10	12.1 ±0.7	12.6 ±0.2
<i>Phalaris arundinacea</i> <sup>a</sup>	15.8	13.9	2.12	1.82	7.5	7.6
<i>Phragmites australis</i>	14.4 ±0.8	13.8 ±0.6	1.25 ±0.24	1.09 ±0.20	12.4 ±2.2	13.9 ±2.0
<b>(D) Ende Juni 2001</b>						
<i>Phragmites australis</i>	14.6 ±0.4	15.0 ±0.4	1.09±0.03	1.12±0.03	13.5 ±0.5	13.5 ±0.5
Alle anderen Arten	14.3 ±0.4	14.7 ±0.4	1.24±0.04	1.35±0.04	11.5 ±0.5	11.0 ±0.5
<b>(E) Ende August 2001</b>						
<i>Phragmites australis</i>	21.9 ±1.0***	10.4 ±0.5	1.94 ±0.06***	0.52±0.02	11.3 ±0.9**	20.0 ±1.5
Alle anderen Arten	20.3 ±0.9***	12.7 ±0.6	1.47 ±0.05**	0.85±0.03	13.8 ±0.3*	15.1 ±0.3

<sup>a</sup> Nur in einem Block anwesend, darum kein Standardfehler

#### 7.3.4. Biomasse- und Nährstoffentzüge

Durch die zusätzliche Junimahd wurde in keinem der Versuchsjahre signifikant mehr Biomasse geerntet als in den Kontrollflächen (Tab. 7.4). Tendenziell war der Gesamtertrag in den Flächen mit Junimahd allerdings bis zum dritten Versuchsjahr (1997) höher, während er ab dem fünften Versuchsjahr (1999) geringer war (im Jahr 2001 knapp signifikant). Der Schilfanteil im Ertrag unterschied sich nicht signifikant zwischen den Behandlungen, war aber tendenziell in den Flächen mit Junimahd im dritten Versuchsjahr (1997) höher, und im siebten Versuchsjahr (2001) geringer.

**Tab. 7.4.** Auswirkung einer zusätzlichen Mahd im Juni auf den Biomasse- und Nährstoffentzug durch die Mahd in unterschiedlichen Versuchsjahren. Da im ersten Versuchsjahr (1995 oder 1996, je nach Versuchsblock) keine Messungen erfolgten, wurden 1999 neue Flächen angelegt um die Nährstoffentzüge durch Junimahd im ersten Jahr zu bestimmen. Die Daten sind Mittelwerte und Standardfehler, je nach Jahr für vier (1997, 1999) oder sechs (2001) Versuchsblöcke. Alle Rohdaten mit Ausnahme der Schilffanteile wurden für die Auswertung logarithmisch transformiert; die Standardfehler sind jeweils die positiven (grösseren) Fehler. Unterschiede zwischen den Behandlungen wurden mit einer Varianzanalyse (Faktoren Behandlung und Block) getestet (\*\* =  $P < 0.01$ ; \* =  $P < 0.05$ ; ° =  $P < 0.1$ ; keine Angabe = nicht signifikant =  $P > 0.1$ )

**Table 7.4.** Effect of additional mowing in June on the exports of biomass and nutrients through mowing in different years of the experiment. As no measurements were done in the first year (1995 or 1996), new plots were established in 1999 to determine the exports caused by mowing in June in the first year. Data are means and standard errors. As original data were log-transformed for the analysis, standard errors correspond to the positive (greater) deviations. The significance of difference between treatments was tested with two-way anova (factors treatment and block)

	Biomasse (g m <sup>-2</sup> )		Stickstoff (g m <sup>-2</sup> )		Phosphor (g m <sup>-2</sup> )	
	Junimahd	Kontrolle	Junimahd	Kontrolle	Junimahd	Kontrolle
<b>(A) 1. Jahr (1999, neue Flächen)</b>						
Gesamter Entzug	616.4 ±48.9	589.3 ±46.8	9.5 ±0.8	7.4 ±0.6	0.76 ±0.05**	0.35 ±0.02
<b>(B) 2./3. Jahr (1997)</b>						
Gesamter Entzug	537.1 ±31.0	495.7 ±28.7	8.5 ±0.5*	6.0 ±0.3	0.70 ±0.05*	0.38 ±0.03
<i>Phragmites australis</i>	117.0 ±13.9	92.8 ±11.0	2.0 ±0.3*	1.1 ±0.2	0.16 ±0.01***	0.06 ±0.00
Andere Arten	393.6 ±11.3	393.6 ±11.3	6.2 ±0.3*	4.8 ±0.2	0.52 ±0.04*	0.32 ±0.03
Anteil <i>Phragmites</i> (%)	25.3 ±2.4	20.2 ±2.4	25.9 ±3.0	19.0 ±3.0	24.81 ±1.9*	16.06 ±1.9
<b>(C) 4./5. Jahr (1999)</b>						
Gesamter Entzug	644.4 ±74.9	683.9 ±74.7	9.5 ±1.4	8.9 ±1.3	0.77 ±0.11°	0.48 ±0.06
<b>(D) 6./7. Jahr (2001)</b>						
Gesamter Entzug	502.3±16.6°	561.0±18.5	8.0 ±0.2**	6.8 ±0.2	0.65±0.02**	0.43 ±0.02
<i>Phragmites australis</i>	69.2 ±9.5°	106.4±14.5	1.1 ±0.2	1.1 ±0.2	0.08±0.01°	0.06 ±0.01
Andere Arten	401.8±20.9	428.6±22.3	6.4 ±0.4°	5.5 ±0.3	0.53±0.03**	0.36 ±0.02
Anteil <i>Phragmites</i> (%)	17.2 ±2.9	24.8 ±4.1	16.8 ±3.7	20.2 ±4.5	15.8 ±2.7	15.2 ±2.6

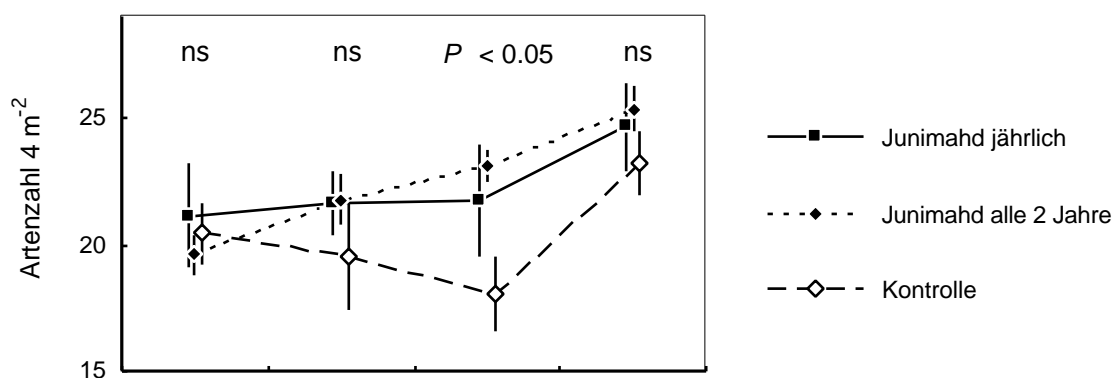
Der gesamte Stickstoffentzug war 1997 und 2001 in den Flächen mit Junimahd höher als in den Kontrollflächen (Tab. 7.4.b,d), nicht aber 1999 (Tab. 7.4.a,c). Im Jahre 1997 trugen sowohl Schilf als auch andere Arten zum höheren Stickstoffentzug bei, während dieser im Jahre 2001 nur auf die anderen Arten zurückzuführen war.

Der gesamte Phosphorentzug war in allen Jahren in den Flächen mit Junimahd höher als in den Kontrollflächen. Der Unterschied zwischen den Behandlungen nahm allerdings im Laufe der Zeit ab: der Mehrentzug bei jährlicher Junimahd betrug im ersten Jahr 113% des Entzugs in den Kontrollflächen, im dritten Jahr 85%, im fünften Jahr 68% und im siebten Jahr nur noch 50%. Im Jahre 1997 trug das Schilf mehr zum höheren Phosphorentzug bei als die anderen Arten (Tab. 7.4.b), während im Jahre 2001 Schilf und andere Arten den gleichen Anteil am höheren Phosphorentzug hatten (Tab. 7.4.d)

### 7.3.5. Artenzahl der Vegetation

Zu Versuchsbeginn unterschied sich die Artenzahl nicht zwischen den drei Behandlungen (Abb. 7.2). Bis 1999 nahm die Artenzahl in den Flächen mit Junimahd zu, in den Kontrollflächen dagegen ab. Deshalb unterschieden sich die Behandlungen im Jahr 1999 signifikant. Diese Unterschiede waren jedoch im Jahr 2001 kaum mehr vorhanden, da die Artenzahl der Kontrollflächen erheblich höher war als 1999.

Eine genauere Auswertung der Daten von 1999 zeigte zudem, dass es keine deutlichen Unterschiede zwischen der Artenzusammensetzung von Flächen mit Junimahd und derjenigen der Kontrollflächen gab. Insbesondere wurden seltene, typische Pflanzenarten der Streuwiesen nicht vermehrt in Flächen mit Junimahd gefunden (A. Zorzi, Diplomarbeit am Geobotanischen Institut ETH). Somit hatte die zusätzliche Junimahd allenfalls einen sehr geringen Einfluss auf die Artenvielfalt und den Naturschutzwert der Vegetation.



**Abb. 7.2.** Änderungen der Artenzahl der Vegetation (Arten pro 4 m<sup>2</sup>) in Flächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. Mittelwerte und Standardfehler von sechs Versuchsflächen pro Behandlung

**Fig. 7.2.** Changes in plant species richness (number per 4 m<sup>2</sup>) of plots with differing mowing regimes. Means and standard errors of six experimental plots per treatment

## 7.4. Diskussion

Nach drei Versuchsjahren (1997) zeigte die zusätzliche Mahd im Juni noch keinen Effekt auf das Schilfwachstum. Die beobachteten Veränderungen (Zunahme der Halmdichte, Abnahme der Halmlänge) waren in allen Versuchsflächen gleich und sehr wahrscheinlich auf die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen im Spätwinter und Frühjahr zurückzuführen (vgl. Kapitel 3). Dieses Ergebnis entspricht demjenigen einiger anderer Versuche, bei denen Sommermahd ebenfalls keine kurzfristige Wirkung auf die Deckung oder die Biomasse des Schilfs hatte (Finckh 1960; Rowell *et al.* 1985; Egloff 1986). Dass sich eine solche Mahd in anderen Versuchen hingegen deutlich und rasch auswirkte, ist mit den unterschiedlichen Versuchsbedingungen zu erklären: In Versuchen bei denen die Kontrollflächen ungemäht waren (Gryseels 1989; Briemle & Ellenberg 1994), spielte die Entfernung der Schilfstreu durch die Mahd sicherlich eine grosse Rolle (Cowie *et al.* 1992; George 1992). Bei Versuchen an sehr nassen Standorten wurde die Sauerstoffversorgung der unterirdischen Teile verhindert und diese starben ab (Armstrong & Armstrong 1988). Noch mehr Schaden erlitten die unterirdischen Teile an überfluteten Standorten, an denen Wasser in die abgeschnittenen Halme eindrang (Husák 1978; Weisner & Granéli 1989) ganz besonders bei Überflutung mit Salzwasser (Hellings & Gallagher 1992).



Ab dem vierten Versuchsjahr war die Biomasse des Schilfs aber in den Flächen mit Junimahd um 25–30% niedriger als in den Kontrollflächen. Auch in anderen Langzeitversuchen traten Behandlungseffekte auf bestimmte Arten erst mit einer erheblichen Zeitverzögerung ein (Olf & Bakker 1991; Grootjans *et al.* 1996; Güsewell *et al.* 1998a). Auffallend in unserem Versuch war, dass die Auswirkung der Junimahd auf die Biomasse plötzlich und einmalig auftrat, statt allmählich zuzunehmen. Eine mögliche Erklärung wäre, dass nach dem dritten Jahr die unterirdischen Kohlehydratreserven weitgehend aufgebraucht waren. Diese Reserven werden normalerweise jährlich aus den Assimilaten der zweiten Sommerhälfte aufgefüllt, und etwa 30% davon werden im Frühjahr zum Austrieb der Halme gebraucht (Granéli *et al.* 1992; Guthruf *et al.* 1993). Die Junimahd verhindert den Ersatz der verbrauchten Reserven, da erstens der erneute Austrieb nach der Junimahd weitere Reserven kostet, zweitens die Biomasse und Blattfläche des Schilfs im zweiten Aufwuchs sehr viel geringer sind als im ersten Aufwuchs, und sich drittens die neuen Halme bis zur Septembermahd im vollen Wachstum befinden und somit ihre Assimilate kaum in unterirdische Teile verlagern dürften (Güsewell 1998).

Die unterirdischen Reserven dienen vor allem dem Austrieb und werden ab Ende Juni nicht mehr zum Wachstum genutzt (Fiala 1976; Granéli *et al.* 1992). Falls also die Auswirkung der Junimahd nur auf den Verbrauch der unterirdischen Kohlehydratreserven zurückzuführen ist, sollte sie das Wachstum in der zweiten Sommerhälfte nicht betreffen. Dies stimmt mit unserem Ergebnis überein, dass die Junimahd keinen langfristigen Einfluss auf die Biomasseproduktion zwischen Ende Juni und Ende August hatte.

Im Gegensatz zum mutmasslichen Einfluss auf die Kohlehydrate schien der Einfluss der Mahd auf die Nährstoffverfügbarkeit gering zu sein. Durch die Junimahd wird zweimal im Jahr Biomasse mit hohen Nährstoffkonzentrationen abgeführt, während bei der üblichen Septembermahd nur einmal Biomasse mit niedrigeren Nährstoffkonzentrationen abgeführt wird (Tab. 7.3). Dies führt zunächst einmal zu erheblichen Mehrentzügen an Nährstoffen (Tab. 7.3). Diese Wirkung der Junimahd nimmt aber im Laufe der Zeit ab, weil sie durch eine geringere Biomasseproduktion in den Flächen mit Junimahd kompensiert wird. In unserem Versuch war der zusätzliche Entzug in jedem Jahr für Phosphor viel stärker als für Stickstoff. Wenn dies einen nennenswerten Einfluss auf die Nährstoffversorgung der Pflanzen gehabt hätte, hätte das N:P-Verhältnis der Vegetation im ersten Aufwuchs grösser werden müssen (Koerselman & Meuleman 1996; Verhoeven *et al.* 1996; Güsewell *et al.* 1998b). Dass dies nicht eintrat (Tab. 7.3), spricht dafür, dass die Nährstoffversorgung der Pflanzen kaum beeinflusst wurde; vermutlich weil die zusätzlichen Entzüge gegenüber der Verfügbarkeit unbedeutend waren (vgl. Olde Venterink 2000). Zu einer langfristigen Aushagerung der Böden von leicht eutrophierten Streuwiesen trägt die zusätzliche Junimahd gemäss unseren Ergebnissen also nur relativ wenig bei.

Die gesamte Biomasseproduktion war in unserem Versuch zwar in Flächen mit Junimahd deutlich reduziert, doch aufgrund unserer Ergebnisse ist zu erwarten, dass sie sich wieder den Werten der Kontrollflächen angleichen wird, sobald die zusätzliche Junimahd ausbleibt. In diese Richtung weist auch die Tatsache, dass Junimahd alle zwei Jahre keinen Einfluss auf die Schilfbiomasse hatte.

Schliesslich war auch der Einfluss der Junimahd auf die Artenzusammensetzung der Vegetation gering: erstens wurde die Dominanz des Schilfs gegenüber den anderen Arten nicht reduziert und zweitens wurde die Artenvielfalt nicht nennenswert gegenüber den Kontrollflächen erhöht.

Beweidung ist eine wirksamere Massnahme gegen die Verschilfung als Junimahd, da die nachwachsenden jungen Schilfhalme durch Verbiss und Tritt so stark geschädigt werden, dass das Schilf in wenigen Jahren praktisch ausgerottet wird (Van Deursen & Drost 1990; Roze 1993). Diese Massnahme wird nun auch in der Schweiz getestet (Hasler 1996a,b). Der Hauptnachteil ist, dass die Beweidung auch andere, trittempfindliche Arten schädigen kann und kaum Nährstoffe entzieht (Bakker 1989; Marrs 1993). Eine Kombination von Mahd und Beweidung stellt somit möglicherweise eine besonders wirksame, aber aufwendige Lösung dar.

## 7.5. Literatur

- Armstrong, J. & Armstrong, W. (1988) *Phragmites australis* - A preliminary study of soil oxidizing sites and internal gas transport pathways. *New Phytologist*, **108**, 373–382.
- Ashour Ahmed, S. (1990) Integration of chemical, physical and mechanical methods in common reed (*Phragmites australis*) management. *Proceedings of the 8th international symposium on aquatic weeds*, , 9–10.
- Bakker, J.P. (1989) Nature management by grazing and cutting. *Geobotany*, **14**, 1–400.
- Bressoud, B., Broggi, M.F., Hintermann, U., Grünig, A., Marti, K., Schlegel, H. & Theis, E. (1992) Anforderungen beim Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung. *Handbuch Moorschutz in der Schweiz Band II, Beitrag 1.1.2* (eds. BUWAL), pp. 1–18. EDI, Bern.
- Briemle, G. & Ellenberg, H. (1994) Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. *Natur und Landschaft*, **69**, 139–147.
- Buttler, A. (1992) Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio*, **103**, 113–124.
- Caffrey, J.M. (1996) Glyphosate in fisheries management. *Hydrobiologia*, **340**, 259–263.
- Chambers, R.M., Meyerson, L.A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.
- Cowie, N.R., Sutherland, W.J., Dithogo, M.K.M. & James, R. (1992) The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 277–284.
- Egloff, T. (1984) *Richtlinien zur Bewirtschaftung und Pflege von Riedern und Mooren im Sinne des Naturschutzes*. SBN, Basel.
- Egloff, T. (1986) Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen. Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente im nördlichen Schweizer Mittelland. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, **89**, 1–183.
- Fiala, K. (1976) Underground organs of *Phragmites communis*, their growth, biomass and net production. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, **11**, 225–259.
- Finckh, B. (1960) Umbruchlose Verbesserung ertragsarmer Streuwiesen. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch*, **37**, 97–119.
- George, M. (1992) *The land use, Ecology and Conservation of Broadland*. Packard Publishing, Chichester.
- 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.
- Grootjans, A.P., Fresco, L.F.M., de Leeuw, C.C. & Schipper, P.C. (1996) Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows: some considerations on the community concept. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 185–194.
- Gryseels, M. (1989) Nature management experiments in a derelict reedmarsh. II. Effects of summer mowing. *Biological Conservation*, **48**, 85–99.
- Güsewell, S. (1998) Does mowing in summer reduce the abundance of *Phragmites australis* in fen meadows? *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **64**, 23–35.
- Güsewell, S., Buttler, A. & Klötzli, F. (1998a) Short-term and long-term effects of management on the vegetation of two calcareous fens. *Journal of Vegetation Science*, **9**, 861–872.
- Güsewell, S., Koerselman, W. & Verhoeven, J.T.A. (1998b) The N:P ratio and the nutrient limitation of wetlands plants. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **64**, 71–90.
- Güsewell, S., Le Nédic, C. & Buttler, A. (2000a) Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 375–389.
- Güsewell, S., Zorzi, A. & Gigon, A. (2000b) Mowing in early summer as a remedy to eutrophication in Swiss fen meadows: are really more nutrients removed? *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, **66**, 11–24.
- Guthruf, K., Zenger, C. & Brändle, R. (1993) The habitat dependent productivity of reed (*Phragmites australis*) and its significance. *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa* (eds. W. Ostendorp & P. Krumscheid-Plankert), pp. 1–8. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- Haslam, S.M. (1970) The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water supply. *Annals of Botany*, **34**, 867–877.

- Hasler, A. (1996a) Extensive Beweidung als neue Pflegemassnahme in Riedgebieten? *Naturschutz in der Gemeinde*, **12/1996**, 11–12.
- Hasler, A. (1996b) Mit Rindern gegen Büsche und Schilf. *Ornis*, **4/96**, 14–15.
- Hellings, S.E. & Gallagher, J.L. (1992) The effects of salinity and flooding in *Phragmites australis*. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 41–49.
- Husák, S. (1978) Control of reed and reed mace stands by cutting. *Ecological Studies*, **28**, 404–408.
- Izatt, L. (1979) *Phragmites* - a real reed problem. *Cane growers' Quarterly Bulletin*, **43**, 40–41.
- Jones, W.L. & Lehman, W.C. (1987) *Phragmites* control and revegetation following aerial applications of Glyphosate in Delaware. *Waterfowl & Wetlands Symposium: Proceedings of a Symposium on Waterfowl and Wetlands Management in the Coastal Zone of the Atlantic Flyway*. (eds. W.R. Whitman & W.H. Meredith), pp. 184–196. Delaware Department of natural Resources and Environmental Control, Dover, Delaware.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1441–1450.
- Marrs, R.H. (1993) Soil fertility and nature conservation in Europe. Theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research*, **24**,
- Olde Venterink, H. (2000) *Nitrogen, phosphorus and potassium flows controlling plant productivity and species richness*. Ph.D. thesis, Utrecht University, Faculty of Geography, Utrecht.
- Olf, H. & Bakker, J.P. (1991) Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology*, **28**, 1040–1052.
- Roman, C.T., Niering, W.A. & Warren, R.S. (1984) Salt marsh vegetation change in response to tidal restriction. *Environmental Management*, **8**, 141–150.
- Rowell, T.A., Guarino, L. & Harvey, H.J. (1985) The experimental management of vegetation at Wicken Fen, Cambridgeshire. *Journal of Applied Ecology*, **22**, 217–227.
- Roze, F. (1993) Successions végétales après pâturage extensif par des chevaux dans une roselière. *Bulletin d'Ecologie*, **24**, 203–209.
- Schütz, P. & Ochse, M. (1997) Effizienzkontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen für Schutzgebiete in Nordrhein-Westfalen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, **29**, 20–31.
- Van Deursen, E.J.M. & Drost, H.J. (1990) Defoliation and treading by cattle of reed *Phragmites australis*. *Journal of Applied Ecology*, **27**, 284–297.
- Van Diggelen, R., Molenaar, W.J. & Kooijman, A.M. (1996) Vegetation succession in a floating mire in relation to management and hydrology. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 809–820.
- Verhoeven, J.T.A., Beltman, B. & De Caluwe, H. (1996) Changes in plant biomass in fens in the Vechtplassen area, as related to nutrient enrichment. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **30**, 227–237.
- Weisner, S.E.B. & Granéli, W. (1989) Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to below-ground parts. *Aquatic Botany*, **35**, 71–80.



## 8. Beurteilung von verschilften Streuwiesen durch die Öffentlichkeit

Befragungen von Besuchern eines Naturschutzgebietes und von Personen mit unterschiedlichem ökologischen Wissen anhand von Farbbildern zeigten, dass das heutige Mass der Verschilfung den Erholungswert der Feuchtgebiete nicht beeinträchtigt. Das Nebeneinander von verschilften und unverschilften Flächen erhöht sogar die ästhetische Vielfalt der Gebiete. Die Beurteilung der Verschilfung hing deutlich mit dem ökologischen Wissen der Befragten zusammen. Gegenmassnahmen wurden von Laien relativ oft negativ beurteilt. Information über die Ursachen der Verschilfung und über die Tatsache, dass der heutige Zustand nur durch Pflegemassnahmen erhalten werden kann, wäre notwendig um solche Massnahmen für eine breitere Mehrheit verständlich werden zu lassen

### 8.1. Einleitung

Streuwiesen im Mittelland sind oft Bestandteil von Naturschutzgebieten, welche intensiv zur Erholung genutzt werden. Am Greifensee und am Pfäffikersee beispielsweise kommen an schönen Wochenenden Hunderte von Spaziergängern und Velofahrern an den Streuwiesen vorbei. Der Aspekt der Wiesen bestimmt deshalb teilweise den Eindruck, den die Besuchenden vom Naturschutzgebiet insgesamt erhalten. Pflegemassnahmen und ihre Folgen werden ebenfalls von den Besuchern wahrgenommen und von Fall zu Fall möglicherweise als sinnvoll, überflüssig oder gar schädlich beurteilt. Derartige Wahrnehmungen und Bewertungen können die Haltung der Betreffenden gegenüber Naturschutzfragen mitbeeinflussen: wer öfter Pflegeeingriffe beobachtet, die zerstörerisch erscheinen, wird weniger geneigt sein, Anliegen des Naturschutzes zu unterstützen. Da der Naturschutz auf eine breite Unterstützung der Bevölkerung angewiesen ist, lohnt es sich, bei der Entscheidung, ob und wie die Verschilfung von Streuwiesen zu bekämpfen ist, die Sichtweise der Öffentlichkeit mitzuberücksichtigen (Nohl 1996).

Die Verschilfung einer Streuwiese verändert deren Erscheinung markant: eine offene, relativ niedrige Wiesenvegetation wird durch eine hohe Vegetation mit fast waldartiger Struktur ersetzt, wobei die Schilfhalme auch den Blick in die Ferne verhindern können. Während sich solche Veränderungen objektiv feststellen lassen, kann deren Bewertung durch die Einzelperson sehr unterschiedlich ausfallen, je nachdem, welche Erwartungen letztere an die Landschaft hat und entsprechend, nach welchen Kriterien sie diese beurteilt (Nohl 1990; Güsewell & Dürrenberger 1996).

Im Jahr 1996 wurden Befragungen durchgeführt um zu ermitteln, wie die Verschilfung von Streuwiesen durch die Besucher eines stadtnahen Naturschutzgebietes, dem Robehauser Ried am Pfäffikersee, wahrgenommen wird und ob Gegenmassnahmen befürwortet werden. Zudem wurde der Frage nachgegangen, ob eine solche Beurteilung von dem (mutmasslichen) ökologischen Wissen der Befragten abhängt. Hierzu wurden Studierende unterschiedlicher Disziplinen mit einem standardisierten Verfahren befragt.

### 8.2. Methoden

#### 8.2.1. Qualitative Befragung im Feld

Die Besucher des Robenhauser Rieds wurden im August 1996 auf dem Wanderweg zwischen Seegräben und dem Strandbad Auslikon befragt. Am Befragungsort befand sich auf der Seeseite des Weges ein stark verschilfte Parzelle und auf der Landseite eine fast unverschilfte Streuwiese (Abb. 8.1). Vorbeigehende wurden "abgefangen" und falls sie das Interview nicht gleich ablehnten, wurden sie zunächst gefragt, wie oft sie das Gebiet besuchen und warum, und wie es ihnen allgemein gefällt. Anschliessend sollten sie die zwei Parzellen nacheinander

beschreiben und wurden dann gefragt, welche von beiden ihnen besser gefiel. Es folgte eine sehr kurze Information zur Verschilfung und zur Möglichkeit, dass Massnahmen gegen die Ausbreitung des Schilfs ergriffen werden. Die Befragten wurden um ihre Meinung hierzu gebeten. Insgesamt wurden 24 solche Interviews durchgeführt.

**Abb. 8.1.** Ort der Befragung im Feld. Links die Parzelle mit geringer Verschilfung, rechts die Parzelle mit starker Verschilfung

**Fig. 8.1.** Location where field interviews were carried out: left, a fen meadows with little *Phragmites*, right a fen meadow strongly invaded by *Phragmites*



### 8.2.2. Standardisierte Befragung mit Fotos

Um die Abhängigkeit der Beurteilung vom ökologischen Wissen der Befragten zu ermitteln, wurden verschiedene Gruppen von Studierenden mit Hilfe von Farbfotos unterschiedlich verschilfter Streuwiesen befragt. Vergleichende Studien haben gezeigt, dass sich die visuelle Qualität von Landschaften für den Zweck solcher Befragungen gut anhand von Fotos simulieren lässt (Nohl 1974; Dunn 1979; Güsewell & Dürrenberger 1996)

Die Befragungen bestanden jeweils aus drei Phasen. In einer ersten Phase wurden sechs Paare von Bildern gezeigt, von denen fünf jeweils zwei unterschiedlich stark verschilfte Wiesen darstellten. Das sechste Paar stellte keinen Unterschied im Verschilfungsgrad dar und wurde als viertes gezeigt um zu verhindern, dass das Ziel der Befragung zu offensichtlich würde. Die Befragten wurden gebeten sich vorzustellen, dass sie auf einem Spaziergang an den gezeigten Wiesen vorbeikämen, und sollten zu jedem Paar von Fotos angeben, welche Wiese ihnen dann besser gefallen würde, und warum. In einer zweiten Phase wurden die gleichen Bilder noch einmal einzeln gezeigt. Nun sollten die Befragten zu jedem Bild angeben, ob sie denken, dass die Wiese aus Naturschutzsicht sehr wertvoll oder nicht besonders wertvoll sei. Anschliessend wurden sie gebeten anzugeben, nach welchen Kriterien sie diese Einteilung vorgenommen haben. In der dritten Phase schliesslich erhielten die Befragten (ähnlich wie im Feld) eine kurze Information zur Verschilfung und zur Möglichkeit, dass Massnahmen gegen die Ausbreitung des Schilfes ergriffen werden. Sie mussten angeben, ob sie solche Massnahmen sinnvoll finden (vier Antwortmöglichkeiten: ja–eher ja–eher nein–nein) und ihre Antwort erläutern.

## 8.3. Ergebnisse

### 8.3.1. Ästhetische Beurteilung

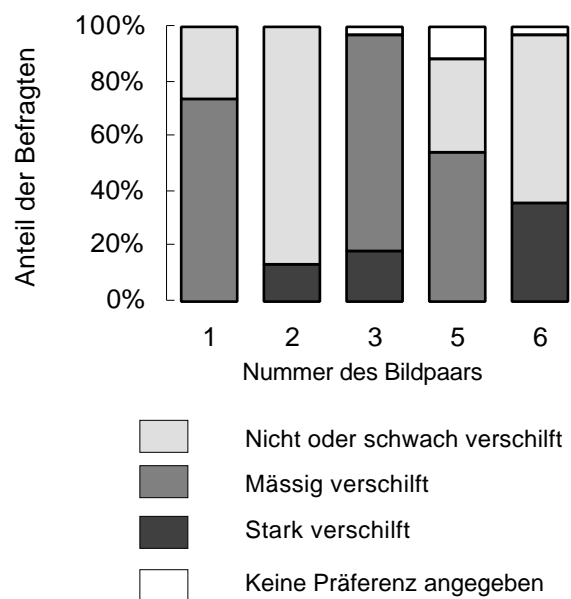
Die im Feld befragten Besucher des Robenhauser Rieds äusserten weder für den verschilften noch für den unverschilften Zustand eine klare Präferenz. Bei der Befragung im Feld lehnten es 15 der 24 Befragten ab, einen Vorzug für die eine oder andere Parzelle auszudrücken, mit Argumenten wie "beides ist Natur", "beides ist gerechtfertigt", oder "es muss beides geben". Von den neun übrigen Befragten zogen fünf die verschilfte und vier die unverschilfte vor.

Beim paarweisen Vergleich von Farbfotos wurde meist eine Präferenz angegeben. Allerdings wählte die Mehrheit der Befragten bei einigen der Paarvergleiche die weniger verschilfte Wiese, bei anderen die stärker verschilfte Wiese; nur sehr wenige Probanden beurteilten diesbezüglich konsistent. Dies weist darauf hin, dass teilweise andere Kriterien als der Grad der Verschilfung für die geäusserte Präferenz entscheidend waren.

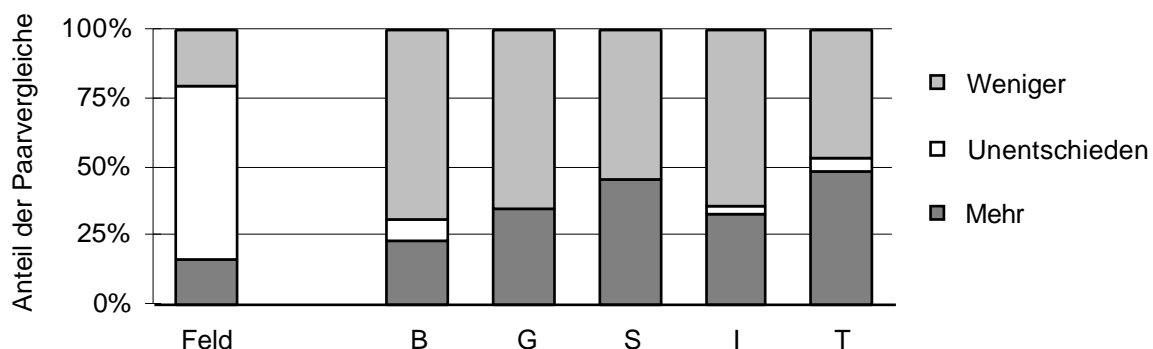
Wie oft die stärker verschilfte Streuwiese bevorzugt wurde, hing von deren Verschilfungsgrad ab (Abb. 8.2): Bei den Bildpaaren 2, 3 und 6 wies die stärker verschilfte Fläche einen sehr dichten und hohen Schilfbestand auf. Hier zogen mehr als die Hälfte der Befragten die weniger verschilfte Fläche vor. Bei den Bildpaaren 1 und 5 dagegen, die eine kaum verschilfte mit einer mässig verschilften Streuwiese verglichen, zogen die Befragten eher die Fläche mit Schilf vor. Dies legt den Schluss nahe, dass ein mässig verschilfter Zustand für die Betrachter eine Streuwiese am attraktivsten ist und ist ein weiterer Grund dafür, dass dieselben Befragten teils die verschilfte und teils die unverschilfte Streuwiese vorzogen.

Die durchschnittliche Präferenz für verschilfte oder unverschilfte Wiesen war bei den Studierenden verschiedener Fachrichtungen deutlich verschieden (Abb. 8.3): während Ökologie-Studenten insgesamt nur bei 25% der Paarvergleiche eine Präferenz für die stärker verschilfte Wiese angaben, erreichte dieser Anteil bei den technischen Lehrlingen 50%, und bei den anderen Gruppen Werte zwischen 25 und 50%.

**Abb. 8.2.** Ästhetische Beurteilung von zehn unterschiedlich stark verschilften Streuwiesen, die paarweise als Farbfotos gezeigt wurden: Anteil der Befragten, die beim jeweiligen Bildpaar die stärker verschilfte (unten) oder schwächer verschilfte (oben) Streuwiese vorzogen. Der Verschilfungsgrad der einzelnen Streuwiesen wird durch das Muster der Balkenteile dargestellt. Bildpaar 4 diente der "Ablenkung" und wurde nicht ausgewertet



**Fig. 8.2.** Aesthetic assessment of ten fen meadows differently invaded by *Phragmites australis* based on pairs of colour photographs. For each pair of photographs, bar sections show what fraction of the interviewed people preferred the meadow with more *Phragmites* (lower section) or with less *Phragmites* (upper section). The abundance of *Phragmites* in the preferred fen meadow is indicated by the pattern of bar sections

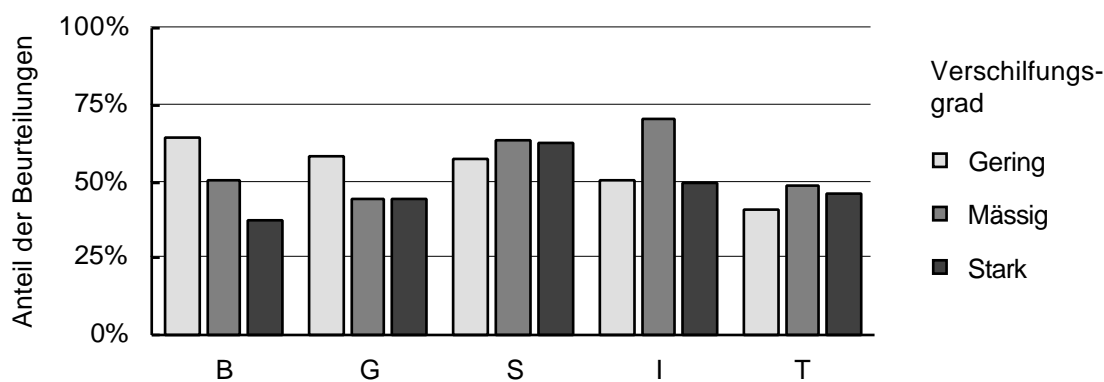


**Abb. 8.3.** Ästhetische Beurteilung unterschiedlich verschilfter Streuwiesen im Feld und anhand von Farbfotos (durch verschiedene Probandengruppen: B = Biologen, G = Geographen, S = Sozialwissenschaftler und Mediziner, I = Ingenieure, T = Techniker). Die Balkenabschnitte geben an, bei welchem Anteil aller Paarvergleiche die Fläche mit mehr (unten) bzw. mit weniger (oben) Schilf bevorzugt wurde.

**Fig. 8.3.** Aesthetic assessment of fen meadows differently invaded by *Phragmites australis* by visitors in the field and by various groups of people who were shown pairs of colour photographs. For each pair of photographs, bar sections show how often the meadow with higher or with lower abundance of *Phragmites* was preferred (B = biologists, G = Geographers, S = Social sciences and medicine, I = engineers, T = technical students)

### 8.3.2. Beurteilung aus Naturschutzsicht

Viele Befragten empfanden es als schwierig, die Wiesen "aus Naturschutzsicht" zu beurteilen, wie aus Kommentaren während oder nach der Befragung sowie aus nicht-ausgefüllten Teilen von Fragebögen hervorging. Ausgewertet wurden nur die ausgefüllten Fragebögen. In allen Gruppen von Befragten wurden ca. 50% der Wiesen als "besonders wertvoll" eingestuft. Dieser Anteil hing vom Verschilfungsgrad und von dem Erfahrungshintergrund der Befragten ab (Abb. 8.4): Von den Ökologen, wurden die unverschilften Wiesen fast doppelt so oft als wertvoll bezeichnet wie die stark verschilften Wiesen. Bei den Geographen war der Trend ähnlich, aber weniger ausgeprägt. In den drei anderen Gruppen wurden verschilfte Flächen häufiger als naturschützerisch wertvoll bezeichnet als unverschilfte. Insgesamt bestand also eine relativ starke Übereinstimmung zwischen der ästhetischen Beurteilung und der Beurteilung aus Naturschutzsicht. Diese Übereinstimmung bestand auch auf der Ebene der einzelnen Probanden und war nicht vom Erfahrungshintergrund abhängig: Ökologen neigten nicht weniger als Sozialwissenschaftler oder Techniker dazu, die gleichen Streuwiesen als "schön" und als "naturschützerisch wertvoll" zu bezeichnen.



**Abb. 8.4.** Beurteilung unterschiedlich verschilfter Streuwiesen "aus Naturschutzsicht" durch verschiedene Probandengruppen anhand von Farbfotos (im Feld wurde diese Frage nicht gestellt). Die Balken geben an, welcher Anteil der Wiesen mit dem jeweiligen Verschilfungsgrad von der entsprechenden Probandengruppe als "besonders wertvoll" bezeichnet wurde. B = Biologen, G = Geographen, S = Sozialwissenschaftler und Mediziner, I = Ingenieure, T = Techniker

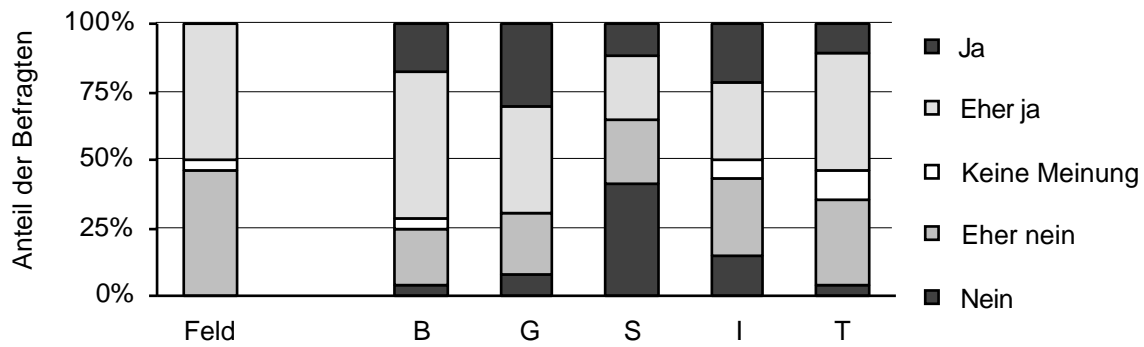
**Fig. 8.4.** Assessment of the "nature conservation value" of fen meadows differently invaded by *Phragmites australis* by various groups of people who were shown colour photographs. Bar sections show how often meadows with high, intermediate or low abundance of *Phragmites* was considered "very valuable" by each group of people (B = biology students, G = Geography students, S = Social sciences and medicine, I = engineers, T = technical students)

### 8.3.3. Beurteilung von Massnahmen gegen die Verschilfung

Auch zur Frage, ob sie Massnahmen gegen eine (weitere) Ausbreitung des Schilfs wünschenswert finden, waren die Ansichten der Befragten geteilt. Bei der Befragung im Feld gab es genau gleichviel Befürworter wie Gegner solcher Massnahmen (je zehn, bei vier Enthaltungen). Allerdings gaben neun der zehn 'Gegner' auf Nachfrage hin an, dass dies von den Ursachen der Verschilfung abhängt: sie würden Massnahmen befürworten, falls die Verschilfung auf menschliche Einwirkungen zurückzuführen sei.

Die Antworten bei den standadrisierten Befragungen hingen wiederum vom Erfahrungshintergrund der Befragten ab: Etwa 70% der Ökologen und Geographen befürworteten Gegenmassnahmen, aber nur 35% der Mediziner und Sozialwissenschaftler und 50% der Ingenieure und Techniker (Abb. 8.5)





**Abb. 8.5.** Beurteilung von Massnahmen gegen die Verschilfung durch die Befragten im Feld und im Anschluss an die Foto-Tests bei verschiedenen Probandengruppen (B = Biologen, G = Geographen, S = Sozialwissenschaftler und Mediziner, I = Ingenieure, T = Techniker). Die Balkenteile geben an, welcher Teil der Befragten aus der entsprechenden Gruppe sich für ("ja") oder gegen ("nein") Massnahmen aussprach

**Fig. 8.5.** Opinion regarding measures against a spread of *Phragmites* in fen meadows by various groups of people ("Feld" = people interviewed in the field, B = biology students, G = Geography students, S = Social sciences and medicine, I = engineers, T = technical students). Bar fractions show the proportion of people from each group who were in favour ("ja") or against ("nein") measures

#### 8.4. Diskussion

Die Ergebnisse der Befragungen zeigen, dass mässige Verschilfung deren ästhetischen Wert von Streuwiesen für die Mehrheit der Erholungssuchenden nicht schmälert. Dies dürfte drei Hauptgründe haben:

- Erstens waren für viele Menschen andere Landschaftsmerkmale wichtiger als die Struktur und Artzusammensetzung der Vegetation. Bei der Befragung im Feld mussten die Gesprächspartner oft mehrfach dazu aufgefordert werden, die Wiese selbst und nicht die Fernsicht oder das Naturschutzgebiet allgemein zu beschreiben. Ähnliches ist aus anderen Befragungen bekannt (Güsewell & Dürrenberger 1996). Als Kriterien für den Wert des Gebiets wurden eher Punkte wie "keine Autos", "unverbaut" oder "Blick auf den See" genannt als beispielsweise eine artenreiche Vegetation.
- Zweitens erschienen verschilfte Flächen vielen Betrachtern als "natürlicher", "wilder" als eine niedrigwüchsige Streuwiese, und entsprachen damit mehr dem, was Besucher in einem Naturschutzgebiet zu finden erwarten. Hier dürften ähnliche Motive spielen wie bei der Präferenz für Wald gegenüber offener Moorvegetation (Hammit 1980) oder gegenüber offener Weidelandschaft (Volk 1985). In anderen Untersuchungen gefiel ein mittlerer Bewaldungsgrad am besten (Hunziker 1995).
- Drittens schätzten viele Besucher den räumlichen und zeitlichen Wechsel von offenen und verschilften Flächen ("es muss Platz für alles haben"). Der zeitliche Wechsel ergibt sich dadurch, dass regelmässig gemähten Gebiet vom Herbst bis zum Frühjahr kein Schilf zu sehen ist. In einem teilweise verschilften und regelmässig gemähten Gebiet erhöht daher die Anwesenheit des Schilfs unter diesen Umständen die landschaftliche Vielfalt. Es ist anzunehmen, dass eine vollständige Verschilfung bei gleichzeitigem Ausbleiben der Mahd den ästhetischen Wert deutlich mehr herabsetzen würden als aufgrund der Ergebnisse dieser Umfrage (die keine solche Extremsituation simulierte) angenommen werden könnte.

Die unterschiedlichen Bewertungen der verschiedenen Probandengruppen bedeuteten, dass, Personen, die mit den Anliegen des Naturschutz vertraut sind, eher einer offeneren Landschaft den Vorzug geben als andere. Dies entspricht den Ergebnissen von Volk (1985), der verschiedener Bewaldungsgrade eines Berges vergleichen liess: Fachleute des Naturschutzes forderten die Erhaltung des heutigen Zustands, während Wanderer vorwiegend eine stärkere Bewaldung wünschten. Es scheint offensichtlich, dass hier unterschiedliches Wissen um die

Zielsetzungen des Naturschutzes die ästhetische Beurteilung prägt. Nohl (1990) wies unmittelbar nach, wie das Wissen um den (mutmasslichen) ökologischen Wert eines Gebietes dessen ästhetische Bewertung beeinflussen kann.

In der vorliegenden Befragung bestand eine gute Übereinstimmung zwischen ästhetischer Beurteilung und Beurteilung "aus Naturschutzsicht": Man fand schön, was man für wertvoll hielt (oder umgekehrt). Offensichtlich sind die Erhaltung der (offenen) Kulturlandschaft (wie beispielsweise Streuwiesen) und die Erhaltung einer bestimmten Flora Anliegen des Naturschutzes, die nicht unbedingt den Anliegen der breiten Öffentlichkeit entsprechen. Für diese sind "Natürlichkeit", "Wildheit" und "Gesundheit" der Vegetation unter Umständen wichtiger (Güsewell & Dürrenberger 1996).

Auch die Haltung gegenüber Massnahmen gegen eine zunehmende Verschilfung wurde massgeblich von der Meinung der Befragten über die Natürlichkeit des heutigen Zustandes und die Ursachen der Verschilfung geprägt. Mehrere Befragte hielten die Verschilfung für einen natürlichen Prozess, der eintritt wenn die Pflege ausbleibt. Sie betrachteten dann die Frage der Gegenmassnahmen als eine Alternative zwischen "schöneren" (gepflegten) und "natürlicheren" (verschilften) Streuwiesen. In der Regel herrschte bei diesen Personen die Meinung vor, dass der Natur der Vorrang zu geben ist, und dass der Mensch nicht "überall eingreifen" soll.

Aus den Befragungen ging hervor, dass viele Befragten eine Erhaltung des heutigen Zustands wünschen, ohne dass ihnen klar wäre, dass dafür Pflege - und eventuell sogar weitergehende Massnahmen notwendig sind. "Das Gebiet soll so bleiben wie es ist" ist dann ein Grund dafür, Massnahmen abzulehnen.

Zusammenfassend besteht aus Sicht der Öffentlichkeit kein dringender Handlungsbedarf gegen die Verschilfung. Gegenmassnahmen werden von etwa der Hälfte der Laien eher negativ beurteilt. Information über die Ursachen der Verschilfung und über die Tatsache, dass der heutige Zustand nur durch Pflegemassnahmen erhalten werden kann, wären notwendig um solche Massnahmen für eine Mehrheit verständlich werden zu lassen.

## 8.5. Literatur

- Dunn, M.C. (1979) Landscape with photographs: testing the preference approach to landscape evaluation. *Journal of Environmental Management*, **4**, 15–26.
- Güsewell, S. & Dürrenberger, G. (1996) Komplementarität von Laiensicht und Expertensicht in der Landschaftsbewertung. *Gaia*, **5**, 23-34.
- Hammitt, W.E. (1980) Managing bog environments for recreational experiences. *Environmental Management*, **4**, 425–431.
- Hunziker, M. (1995) The spontaneous reforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by locals and tourists. *Landscape and Urban Planning*, **31**, 339–410.
- Nohl, W. (1974) Eindrucksqualitäten in realen und simulierten Grünanlagen. *Landschaft und Stadt*, **1974**, 171–187.
- Nohl, W. (1990) Zur Rolle des Nicht-Sinnlichen in der landschaftsästhetischen Erfahrung. *Natur und Landschaft*, **65**, 366–370.
- Nohl, W. (1996) Halbierter Naturschutz. *Natur und Landschaft*, **71**, 214–219.
- Volk, H. (1985) Wieviel Wald gehört zur Erholungslandschaft? *Natur und Landschaft*, **60**, 500–504.