

Untersuchung zur genotypischen und phänotypischen Variabilität verschiedener Schilfklone (*Phragmites australis*)

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

im Fach Biologie

eingereicht an der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I

der Humboldt-Universität zu Berlin

von

Dipl. Biol. Rüdiger Zemlin

(geb. am 23. Juni 1971 in Neuruppin)

Präsident der Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. Mlynek

Dekan der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I

Prof. Dr. Linscheid

Gutachter/innen:

1. Prof. Ehwald (HU Berlin)
2. Prof. em. Sukopp (TU Berlin)
3. PD Dr. Ostendorp (Uni. Konstanz)

Tag der mündlichen Prüfung: 25. November 2003

ABSTRAKT

In der vorliegenden Arbeit werden Wachstum und Entwicklung von 10 Schilfklonen (*Phragmites australis*) verglichen, um die genotypische Determinierung verschiedener Eigenschaften sowie den Einfluss der Standortfaktoren auf diese Eigenschaften zu untersuchen. Dabei sollen Aussagen zum Bestehen unterschiedlicher Ökotypen beim Schilf abgeleitet werden. Die Untersuchungen erfolgten auf sechs Pflanzfeldern, die im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen an den Ufern der Berliner Gewässer Seddinsee, Langer See und Havel im Frühjahr 1995 angelegt wurden. Die Anpflanzung erfolgt am Land, das Schilf wuchs in das Wasser vor. Die Herkunftsorte der Schilfklone unterschieden sich in der Nährstoffversorgung, der Substratqualität und der Exposition.

Die Ergebnisse ließen deutliche Unterschiede in der Morphometrie der Halme (Halmlänge, Halmdurchmesser, Blattfläche pro Halm), der Halmbiomasse und der Balance zwischen Halmdichten und Halmlängen (bzw. Trockenmassen) zwischen den einzelnen Schilfklonen erkennen. Da dies beim Wachstum unter vergleichbaren Standortbedingungen gefunden wurde, kann eine genotypische Determinierung dieser Eigenschaften vermutet werden.

Es konnte ebenfalls ein starker Einfluss der Umwelt auf das Wachstum des Schilfs festgestellt werden. Allgemein waren die Wachstumsbedingungen im Wasser deutlich besser als am Land. Die höchsten Halmbiomassen der einzelnen Schilfklone wurden daher im Wasser erreicht (zwischen 0,7 und 2,1 kg Trockenmasse pro m²), während die Werte am Land geringer waren (zwischen 0,6 und 1,0 kg/m²).

Obwohl sich die Schilfklone an ihren ursprünglichen Standorten deutlich in den Stickstoffgehalten der Halme unterschieden, ergaben sich auf den Pflanzungen keine Unterschiede zwischen ihnen. Im Gegensatz dazu lagen die N-Werte bei jedem Schilfklon im Wasser erheblich höher als am Land. Dies lässt folgern, dass die Stickstoffgehalte der Halme in erster Linie vom Stickstoff-Angebot am jeweiligen Standort abhängen.

Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die Schilfklone genotypische Unterschiede in verschiedenen Merkmalen aufweisen können. Eine mögliche Nutzung zu einer Verbesserung des Erfolges von Pflanzmaßnahmen wird diskutiert.

Schlagworte

Schilfanpflanzung, Uferrenaturierung, Morphometrie, Stickstoffgehalt, Halmbiomasse, genotypische Unterschiede

ABSTRACT

In this study, growth and development of 10 reed clones (*Phragmites australis*) were compared to investigate genetically determined differences in various characteristics as well as the influence of site conditions on these characteristics. In addition, conclusions on the existence of different ecotypes were to be drawn. The study was performed on six experimental fields, established for shore renaturation on the lakes Seddinsee, Langer See and on the river Havel in Berlin in spring 1995. The plantations were established ashore, the reed expanded into the water. The sites of origin of the clones differed in nutrient supply, substrate quality and shore exposition.

The results showed distinct differences between the individual reed clones regarding the morphometrics of the shoots (shoot length, culm diameter, leaf area per shoot), standing crop and the trade-off between shoot length (or dry matter) and shoot density. The fact that these results were found with clones that had grown under comparable site conditions seems to suggest a genotypic determination of these characteristics.

A strong influence of the environment on the growth of the reed could also be deserved. In general, the conditions for growth were better in water than ashore. The highest standing crops of the individual reed clones were reached in water (between 0.7 and 2.1 kg drymatter pro m²), while the values ashore were lower (between 0.6 and 1.0 kg/m²).

Although the reed clones at their original sites were clearly different in the nitrogen content of shoots, no differences were observed on the experimental fields. In contrast, the N-values of each clone were higher in water than ashore. This suggests that the nitrogen content of the shoots depends primarily on the nitrogen availability at the specific site.

The results overall suggest that reed clones could exhibit genetically determined differences in various characteristics. A possible practical use to increase the efficiency of further reed plantations is discussed.

Keywords

reed plantation, shore restoration, morphometric, nitrogen content, standing crop, genotypic variations

SICHTBARE UNTERSCHIEDE ZWISCHEN EINZELNEN SCHILFKLONEN NACH ANPFLANZUNG AN EINEM GEMEINSAMEN STANDORT



Klone SEDDIN1, HAVEL3.1, MÜGG-klein, SEDDIN3, RIES1, SEDDIN2 (von links nach rechts) im August 2000 auf Feld 6 (Havel); Pflanzdesign und Lage der Pflanzfelder siehe 2. Material und Methoden

INHALT

INHALT	I
ZUSAMMENFASSUNG	IV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VI
1. EINLEITUNG	1
2. MATERIAL UND METHODEN	7
2.1. BESCHREIBUNG DER PFLANZUNGEN.....	7
2.1.1. Auswahl und Herkunft der angepflanzten Schilfklone.....	7
2.1.2. Anlage der Versuchsfelder, Schema der Bepflanzung	7
2.1.3. Lage der Pflanzfelder	11
2.2. SUBSTRATUNTERSUCHUNGEN AUF DEN PFLANZFELDERN.....	13
2.3. UNTERSUCHUNGEN DER MORPHOMETRIE, BESTANDSDYNAMIK UND PRODUKTIVITÄT DER ANGEPLANZTEN SCHILFKLONE	15
2.3.1. Messungen zur Bestandsdynamik und Morphometrie.....	15
2.3.2. Berechnung der Gesamtblattflächen pro Halm und der Blattflächenindizes.....	16
2.3.3. Berechnung der mittleren Trockenmassen pro Halm und der Halmbiomassen pro m ²	17
2.4. UNTERSUCHUNG DER PHYSIOLOGIE DER ANGEPLANZTEN SCHILF- KLONE	19
2.4.1. Bestimmung der Stickstoffgehalte in den Schilfhalmen.....	19
2.4.2. Bestimmung der Gehalte an freien Aminosäuren und Zuckern in den Basalinternodien ausgesuchter Schilfklone.....	22
2.4.2.1 Extraktion der Proben zur Analyse der freien Aminosäuren und Zucker.....	22
2.4.2.2 Messung des Gehaltes an freien Aminosäuren	22
2.4.2.3 Messung des Gehaltes an freien Zuckern	23
2.5. AUSWERTUNG DER DATEN.....	24

3. ERGEBNISSE	26
3.1. NÄHRSTOFFGEHALTE UND SUBSTRATBESCHAFFENHEIT AUF DEN EINZELNEN PFLANZFELDERN	26
3.2. ENTWICKLUNG VON ZEHN SCHILFKLONEN NACH ANPFLANZUNG AUF VERSCHIEDENEN PFLANZFELDERN	33
3.2.1. Saisonale Entwicklung, Morphometrie und Bestandsstruktur der Schilfklone ...	33
3.2.1.1 Ausbreitung auf den Pflanzfeldern	33
3.2.1.2 Halmlängen im Jahresverlauf.....	37
3.2.1.3 Veränderung der Halmdichten im Jahresverlauf	42
3.2.1.4 Halmlängen, Halmdurchmesser, Anzahl der Internodien und Blätter, Gesamtblattflächen pro Halm am Ende der Vegetationsperiode.....	45
3.2.1.5 Analyse der einzelnen Pflanzfelder hinsichtlich der morphometrischen Daten	52
3.2.1.6 Trockenmassen der Halme in Beziehung zur Halmlänge	56
3.2.1.7 Halmbiomasse und Blattflächenindex	58
3.2.1.8 Unterschiede im Befall durch verschiedene Konsumenten	63
3.2.1.9 Anteil rispenbildender Halme am Gesamtbestand der einzelnen Schilfklone	67
3.2.2. Vergleich mit den Herkunftsstandorten.....	70
3.2.3. Stickstoffgehalt der Schilfhalm.....	74
3.2.3.1 Veränderungen des Stickstoffgehaltes in der Vegetationsperiode.....	74
3.2.3.2 Vergleich der Veränderungen im N-Gehalt der Halme ausgewählter Klone auf der Pflanzung mit denjenigen an den Herkunftsstandorten.....	79
3.2.3.3 Aminosäuren- und Zuckergehalte in den Basalinternodien ausgewählter Klone.....	84
3.3. UNTERSCHIEDE ZWISCHEN DEN SCHILFKLONEN IN DER EIGNUNG ALS PFLANZMATERIAL AN BERLINER GEWÄSSERN	92
4. DISKUSSION	96
4.1. BEURTEILUNG DER NÄHRSTOFF- UND SUBSTRATBEDINGUNGEN AUF DEN EINZELNEN PFLANZFELDERN	96
4.2. AUSPRÄGUNG DER GENOTYPISCHEN UND PHÄNOTYPISCHEN UNTER- SCHIEDE ZWISCHEN DEN UNTERSUCHTEN SCHILFKLONEN	100
4.2.1. Wachstumsdynamik, Morphometrie und Bestandsstruktur	100

4.2.2. Unterschiede in der Stickstoffdynamik.....	110
4.2.3. Entwicklung der einzelnen Schilfkclone auf den Pflanzfeldern.....	116
4.3. VORLÄUFIGE BEURTEILUNG DER EIGNUNG VERSCHIEDENER SCHILF- KLONE ALS PFLANZMATERIAL ZUR RENATURIERUNG DER UFER DER BERLINER GEWÄSSER.....	120
4.4. SCHLUSSFOLGERUNGEN	124
5. LITERATUR.....	125
DANKSAGUNG.....	139
ERKLÄRUNG	140
LEBENS LAUF.....	141
ANHANG.....	142

ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Arbeit wurde untersucht, in welchem Ausmaß der Genotyp beim Schilf (*Phragmites australis*) die Ausbildung wesentlicher Merkmale beeinflusst. Die Schwerpunkte lagen dabei auf dem Ausbreitungsverhalten, der Bestandsdynamik, der Morphometrie, der Produktivität, dem Stickstoffspeicherverhalten und der Anfälligkeit gegenüber verschiedener Konsumenten. Die Untersuchungen fanden an 6 künstlich angelegten Pflanzfeldern an den Berliner Gewässern Seddinsee, Langer See und Havel statt, auf denen in jeweils gleicher Reihenfolge 10 verschiedene Schilfklone von unterschiedlichen Herkunftsstandorten gepflanzt wurden. Die meisten Messungen erfolgten in den Vegetationsperioden 1997, 1998 und 1999.

In den Ergebnissen wurde deutlich, dass der Genotyp die Ausprägung der Merkmale entscheidend bestimmt. Auf allen Feldern konnten die 10 Schilfklone auf Grund der unterschiedlichen Ausprägung der morphometrischen Parameter (Halmlängen, Basaldurchmesser, Anzahl der Blätter und Internodien, Gesamtblattfläche pro Halm), der Wüchsigkeit (Halmbiomasse, Blattflächenindex), der Bestandsdynamik (saisonale Entwicklung der Halmlängen und -dichten), der Schäden durch Konsumenten (Bisamratte, Insekten) und des Ausbreitungsverhaltens am Land und im Wasser unterschieden werden.

Die Variationsbreite der verschiedenen Parameter der einzelnen Klone verdeutlichte weiterhin den starken Einfluss der unterschiedlichen Standortbedingungen der Pflanzfelder auf das Schilfwachstum. Dies wurde besonders im Vergleich der Entwicklung der Schilfbestände am Land und im Wasser deutlich. Dabei waren die Wachstumsbedingungen im Wasser erheblich besser, so dass dort die höchsten Wachstumsleistungen erbracht wurden. Gleichzeitig zeigte sich, dass nicht alle Klone in der Lage waren, stabile Bestände im Wasser zu bilden. Eine Ursache können die unterschiedlichen Toleranzgrenzen gegenüber verschiedenen Stressfaktoren im Wasser sein.

Zur Untersuchung der Stickstoffdynamik wurden bei alle 10 Schilfklonen auf 2 ausgewählten Feldern die Stickstoffgehalte der Sprosse an Hand der N-Gehalte der Halme abgeschätzt. Weiterhin wurden 2 Klone, die sich an ihren ursprünglichen Standorten in der saisonalen Dynamik der N-Gehalte deutlich unterschieden, intensiv auf allen Feldern analysiert. Dabei erfolgte neben der Bestimmung der Gesamtstickstoffgehalte auch eine Untersuchung der Aminosäuren- und Zuckergehalte. Es zeigten sich beim Vergleich der relativen Stickstoffgehalte der Halme keine Hinweise auf eine genetische Determinierung des N-Speicherverhaltens sowohl im Vergleich der 10 Schilfklone als auch in der intensiven

Untersuchung der beiden Klone. Eine Existenz verschiedener Ökotypen mit unterschiedlichen ökophysiologischen Strategien konnte für die Stickstoffdynamik nicht bestätigt werden. Die Ergebnisse lassen sich so deuten, dass die einzelnen Halme relativ autark in der Nährstoffaufnahme sind und die Stickstoffgehalte der Halmtrockenmassen vom Stickstoffangebot am jeweiligen Standort abhängen.

Der Zeitraum der Entwicklung reifer Bestände lag in der für Schilf typischen Spanne von 3 bis 5 Jahren. Obwohl alle Klone in das Wasser vorgedrungen sind und auf allen Feldern einen Bestand bildeten, wurden Unterschiede der Genotypen in der Ausbreitungsgeschwindigkeit und in der Wüchsigkeit festgestellt.

Es konnte gezeigt werden, dass die Schilfklone genotypische Unterschiede im Vorwuchsverhalten, in der Morphometrie und in der Anfälligkeit gegenüber Stressoren aufweisen, die sich möglicherweise zu einer Verbesserung des Erfolges von Pflanzmaßnahmen nutzen lassen. Die praktische Bedeutung dieser Unterschiede in den ausgewählten Parametern wird sich aber erst in den nächsten Jahren erweisen, wenn die als weniger geeignet eingeschätzten Klone möglicherweise verdrängt worden sind. Zu einer endgültigen Beurteilung der Eignung der Schilfklone wäre die Weitführung der Untersuchungen in einen längeren Zeitraum nötig.

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

As-N	Gesamtstickstoffanteil in den freien Aminosäuren
BFI	Blattflächenindex
BLFL	Blattfläche pro Halm
DI	Halmdichte
Ges-As	Gesamtgehalt an freien Aminosäuren
Ges-N	Gesamtstickstoff
HD	Halmdurchmesser
HDT	Hassediagrammtechnik
HL	Halmlänge
IN	Internodienanzahl pro Halm
MÜGG-Land	Schilfklon MÜGG am Land auf den Pflanzungen
MÜGG-Wasser	Schilfklon MÜGG im Wasser auf den Pflanzungen
MÜGG-Herkunft	Schilfklon MÜGG am Herkunftsstandort (Müggelsee)
NBL	Anzahl der Blätter pro Halm
N_{Halm}	Halmstickstoffmenge, Stickstoffmenge in einem Halm [g N / Halm]
N_{TM}	Stickstoffgehalt der Halmtrockenmasse [% TM]
PAR1-Land	Schilfklon PAR1 am Land auf den Pflanzungen
PAR1-Wasser	Schilfklon PAR1 im Wasser auf den Pflanzungen
PAR1-Urspr.	Schilfklon PAR1 am Herkunftsstandort (Parsteiner See)
S-N-K	Multipler Mittelwertsvergleich nach <u>S</u> tudent - <u>N</u> ewman - <u>K</u> euls
TM	Trockenmasse
TS	Temperatursumme [°C Tag]

1. EINLEITUNG

Die Ufer der meisten Gewässer Mitteleuropas sind von Röhrichtgesellschaften besiedelt, deren dominierende Art das Gemeine Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) ist. In ihrem natürlichen Lebensraum, dem Übergang zwischen Wasser und Land, erfüllen die Röhrichte wichtige Funktionen. Durch eine Verminderung der mechanischen Wirkungen der Wellen und der Durchwurzelung des Sediments schützen sie die Ufer wirksam vor Erosion (ROLLETSCHKE 1997, KÜHL 1999). Außerdem sind die Röhrichtbestände Lebens- und Brutstätten einer artenreichen Fauna (OSTENDORP 1993). Des Weiteren vermindern sie durch ihre Filterwirkung den Eintrag verschiedener Laststoffe aus diffusen Quellen (KICKUTH 1978, GOPAL 1999).

Seit den 50er Jahren wird ein Rückgang der seewärtigen Schilfgürtel festgestellt, der bisher zum Verschwinden großer Röhrichtflächen führte. Diese Erscheinung bezeichnete KLÖTZLI 1971 als Schilfsterben. Im Berliner Raum berichteten BARTHELMES und SUKOPP schon 1959 bzw. 1963 über Rückgangerscheinungen beim Röhricht. Untersuchungen vieler Autoren zeigen, dass dieses Phänomen in weiten Teilen Europas auftritt (BOAR et al. 1989, OSTENDORP 1989, KOVÁCS 1990, KÜHL & KOHL 1992, GROSSER et al. 1996, VAN DER PUTTEN 1997).

Da die ökologischen Funktionen nicht von anderen Pflanzengesellschaften übernommen werden können, entstanden große Probleme im Natur- und Landschaftsschutz. Insgesamt hat sich die Bestandsstruktur der Röhrichte an vielen Gewässern so verschlechtert, dass sie ihren Habitat-, Puffer- und Schutzfunktionen kaum noch gerecht werden konnten. Es gingen die Bestände verschiedener essentiell auf das Schilf angewiesener Vogelarten zurück (PRIES 1984, OSTENDORP 1993). Außerdem verzeichnete die Fischereiwirtschaft negative Auswirkungen (GROSCH 1978, OSTENDORP 1993). Vor allem aber war eine starke Erosion der Ufer die Folge (SUKOPP et al. 1975, MARKSTEIN & SUKOPP 1980, KÜHL 1994a). Als Gegenmaßnahmen werden große Uferabschnitte massiv verbaut.

Die Ursachen des Schilfsterbens werden in der Literatur zum Teil kontrovers diskutiert, wobei jedoch allgemein akzeptiert wird, dass es sich um einen multifaktoriellen, äußerst variablen Prozess handelt. Nach bisherigen Erkenntnissen ist die Vitalität der Schilfpflanzen durch folgende Faktorenkomplexe beeinträchtigt:

- Mechanische Faktoren (KOVÁCS 1990, OSTENDORP et al. 1995, GROSSER et al. 1996):
Wellenschlag, verursacht durch Motorboote oder Wind
Badebetrieb

Uferverbauung

Grünalgenwatten, die sich um die Halme legen und diese dadurch bei Wind und Wellenbewegung abknicken

- Veränderung der Morphologie der Ufer durch Erosionsprozesse, dadurch Verringerung der potentiellen Besiedlungsfläche für das Röhricht (KÜHL 1999)
- Uferfiltration zur Trinkwassergewinnung (WÖBBECKE & RIPL 1990)
- Übermäßiger Verbiss durch Konsumenten, z. B. Bisam (*Ondatra zibethicus*) (KRAUSS 1993)
- Abbauprodukte von ins Röhricht getriebenen Grünalgenwatten und Blaualgenblüten, die direkt die Feinwurzeln schädigen (SCHRÖDER 1987)
- Künstliche Regulierung der Wasserstände (VAN DER PUTTEN 1997)
- Eutrophierung (ARMSTRONG et al. 1996, VAN DER PUTTEN 1997, KOHL et al. 2000):
direkter Einfluss der Eutrophierung auf die Morphometrie und Physiologie der Schilfpolykormone
indirekter Einfluss der Eutrophierung infolge der Veränderung der Standortbedingungen, wie z. B. Wasser- und Sedimentqualität

Die Ausmaße des Schilfsterbens an den einzelnen Gewässern können dabei sehr verschieden sein, auch wenn die Bedingungen an den Standorten der Röhrichte (Trophie, Exposition, usw.) zum Teil vergleichbar sind. Selbst in direkter Nachbarschaft, unter den Einfluss der gleichen Stressoren, können stabile und zurückgehende Bestände nebeneinander beobachtet werden (KÜHL et al. 1999). Dies führte zur Vermutung, dass trotz einer breiten ökologischen Amplitude der Art *Phragmites australis* insgesamt (HASLAM 1972, RODEWALD-RUDESCU 1974, CLEVERING & LISSNER 1999) die einzelnen Schilfklone gegenüber Stressoren nur eine geringe Toleranz aufweisen und somit auch die genetische Struktur der Schilfbestände in der Ausprägung des Rückgangs von Bedeutung ist (KÜHL & NEUHAUS 1993, KOPPITZ & KÜHL 2000). Womit begründet sich diese Annahme?

Molekularbiologische Untersuchungen von verschiedenen Schilfbeständen ergaben, dass die genetische Variabilität von Wasserschilfbeständen insgesamt sehr gering sein kann. An vielen Standorten konnten sogar ausgedehnte monoklonale Bestände gefunden werden (NEUHAUS et al. 1993, ZEIDLER et al. 1994, KOPPITZ et al. 1997). Diese Verhältnisse sind Ergebnis einer für das Schilf spezifischen Besiedlungsstrategie, die es zur erfolgreichsten

Röhrichtpflanze in den gemäßigten Breiten gemacht hat. Nach KÜHL & NEUHAUS (1993) wurden und werden neu entstandene oder vegetationslose Ufer (z.B. im Ergebnis der letzten Eiszeit entstandene Gewässer, stillgelegte Kiesgruben usw.) über den Anflug von Schilfsamen besiedelt. Dadurch ist die genetische Variabilität in den neu entstehenden Beständen vergleichsweise hoch (KOPPITZ et al. 1997).

Nach der Besiedlung geeigneter Uferabschnitte durch Schilfsämlinge, beginnen sich die jungen Pflanzen über Rhizome auszubreiten. Nach einer relativ kurzen Phase ist das Ufer vollständig durch die Schilfpflanzen bedeckt. Neu hinzugekommene Sämlinge können sich nun nicht mehr entwickeln, da sie der Konkurrenz der älteren Pflanzen nicht gewachsen sind (HÜRLIMANN 1951). Die geschlechtliche Vermehrung ist für diesen Bestand praktisch bedeutungslos geworden, während die ungeschlechtliche Vermehrung vorherrscht. Es kann sich somit auch die genetische Variabilität nicht mehr erhöhen.

Die etablierten Pflanzen konkurrieren untereinander um den Raum und die Nährstoffe. In diesem Wettstreit sind diejenigen Pflanzen im Vorteil, deren Genom die effektivste Ausnutzung der Ressourcen unter den konkreten Standortbedingungen erlaubt. Dabei werden die ineffektiven Klone verdrängt. Im Ergebnis dieses Prozesses entstanden Schilfbestände mit einer geringen genetischen Variabilität, deren Klone aber gut an die konkreten Standortbedingungen angepasst sind. In diesem Zustand überdauern die Bestände ohne große Veränderungen lange Zeiträume, wenn sich die Standortbedingungen nicht oder nur sehr langsam ändern. Diese Besiedlungsstrategie beim Schilf ist auch bei anderen klonalen Pflanzen beobachtet worden (ERIKSSON 1993, 1997).

Infolge der Industrialisierung, der Intensivierung der Landwirtschaft und der verstärkten Erholungsnutzung der Gewässer haben sich die Standortbedingungen für Röhrichtpflanzen an den Gewässerufeln relativ schnell verändert. Auf diese Veränderungen reagierten die Schilfbestände selten einheitlich. An vielen Uferabschnitten waren innerhalb kürzester Zeiträume großflächige Röhrichtverluste zu verzeichnen, während es einzelne Schilfklone offensichtlich nicht betraf und sie scheinbar stabile Bestände bildeten. Eine Möglichkeit die differenzierten Reaktionen von Schilfbeständen auf Stressoren zu erklären, stellten KÜHL & NEUHAUS (1993) in ihrem Modell vom „Unsichtbaren Schilfsterben“ vor. Einzelne Schilfklone, die auf Grund verschiedener morphometrischer oder physiologischer Eigenschaften besonders anfällig gegenüber den neuen Stressfaktoren sind, sterben ab. Noch vitale Klone innerhalb des Schilfbestands besetzen die so entstandenen Lücken. Das Ergebnis ist ein genetisch ärmerer, aber noch geschlossener Schilfbestand. Bei weiteren Standortveränderungen bestehen, als Folge der geringeren genetischen Variabilität, nur noch

verminderte Möglichkeiten zur Reaktion.

Dem Modell liegt zugrunde, dass die einzelnen Klone relativ enge Toleranzgrenzen besitzen und zwischen den Schilfklonen morphometrische und/oder physiologische Unterschiede existieren, die zu einer unterschiedlichen Anfälligkeit gegenüber den Stressfaktoren führen können (KÜHL & NEUHAUS 1993, KOPPITZ & KÜHL 2000). Allgemein zeigen weit verbreitete klonale Pflanzen, wie *Phragmites australis*, deutliche Variationen zwischen ihren verschiedenen Populationen. Dabei konnte bisher die Frage nicht geklärt werden, ob dafür eine hohe phänotypische Plastizität oder eine Vielzahl spezifisch an die jeweiligen Standortbedingungen angepasste Klone verantwortlich sind (BARETT et al. 1993).

Im Rahmen verschiedener Transplantationsexperimente wurde gezeigt, dass Unterschiede zwischen den Genotypen erhalten bleiben können. Dies betraf auch die Erhaltung der spezifischen Eigenschaften, die zur Selektion auf den entsprechenden Standorten beigetragen haben, wie Wuchsform (WARWICK & BRIGGS 1979) oder Überflutungstoleranz (DAVIES & SINGH 1983). TURKINGTON & HARPER (1979) beschrieben verschiedene Typen von *Trifolium repens*, die im Konkurrenzverhalten eng an die benachbarten Gräser angepasst waren. Bei einer kreuzweisen Transplantation wurden die besten Wachstumsergebnisse jeweils im ursprünglichen Habitat erreicht. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass in Pflanzenpopulationen genetisch determinierte morphometrische und physiologische Unterschiede bestehen, die zu Vorteilen unter bestimmten Standortbedingungen führen können.

Auch beim Schilf wurde die Existenz unterschiedlicher Ökotypen vermutet (BJÖRK 1967, DYKYJOVÁ & HRADECKÁ 1973). Eine Unterscheidung verschiedener Schilfklone am gemeinsamen Standort mit Hilfe ihrer charakteristischen Merkmale in der Morphometrie und Bestandsstruktur war in den Versuchen von VAN DER TOORN (1971, 1972) und KOPPITZ et al. (1999a, 2000) möglich. Weitere Hinweise auf eine genetische Determinierung bestimmter Eigenschaften beschrieben u.a. DANIELS (1991), HAUBER et al. (1991), GROSSER et al. (1996).

Im Rahmen der Eutrophierungshypothese zum Schilfrückgang ist die Klärung von Bedeutung, ob physiologische Unterschiede zwischen Schilfbeständen genetisch determiniert sein können oder als Anpassung an die jeweiligen Standortfaktoren bestehen. KÜHL & KOHL (1993) beschrieben zwei Schilfklone, die unterschiedliche ökophysiologische Strategien im Stickstoffhaushalt aufwiesen und bei denen vermutet wurde, dass es sich um Ökotypen handelt. Sie unterschieden dabei zwischen dem Assimilations- und dem Translokationstyp. Der Translokationstyp zeichnet sich durch geringe Produktivität, eine relativ kurze Vegetationsperiode und die frühzeitig beginnende Verlagerung von Stickstoff aus dem Spross

in die Rhizome aus. Die Umverlagerung verläuft sehr effektiv, so dass die überstehende Sprossbiomasse am Ende der Vegetationsperiode nur noch einen geringen Stickstoffgehalt hat. Somit hat der Translokationstyp sehr gute Voraussetzungen zur Besiedlung nährstoffarmer Standorte. Der Assimilationstyp ist dagegen eher auf nährstoffreichen Standorten im Vorteil. Auf Grund des hohen Nährstoffangebotes kann er sich eine längere Vegetationsperiode leisten und außerdem noch ausreichend Reservestoffe in die Rhizome einlagern. Dadurch realisiert der Assimilationstyp eine deutlich höhere Biomasseproduktion und ist gegenüber anderen, nicht so produktiven Typen im Vorteil. An nährstoffarmen Standorten kann er jedoch dieser Strategie auf Grund der zumindest temporären Nährstofflimitation nicht folgen. Da in seinem genetischen Programm der sparsame Umgang mit Nährstoffen und Assimilaten nicht enthalten ist, gerät er hier gegenüber effektiveren Translokationstypen in Nachteil. Bei einer Eutrophierung der Gewässer ist hingegen der Assimilationstyp im Vorteil. Beim Translokationstyp kann sich bei einem erhöhten N-Angebot die Vegetationsperiode verlängern und damit die Verlagerung von Reservestoffen verzögern. Dies kann sich ungünstig auf das Wachstum der Halme im darauf folgenden Jahr auswirken (KÜHL & KOHL 1993). Eine unterschiedliche Anfälligkeit der beiden Typen gegenüber den gleichen Stressfaktoren ist daher wahrscheinlich (KÜHL et al. 1997, KOHL et al. 2000).

Den Vermutungen zum Bestehen unterschiedlicher Ökotypen beim Schilf soll in dieser Arbeit weiter nachgegangen werden. Wichtig sind dabei folgende Fragen:

In welchem Ausmaß können genetisch determinierte Unterschiede zwischen den Schilfklonen bestehen? Welche Rolle spielen sie im Konkurrenzverhalten unter bestimmten Standortbedingungen?

Schwerpunkte bilden dabei die Parameter Stickstoffdynamik, Ausbreitungsverhalten, Morphometrie und Bestandsdynamik, da sie für eine erfolgreiche Besiedlung der Gewässerufer von großer Bedeutung sind. Weiterhin werden die klonalen Unterschiede in der Wirkung verschiedener Stressoren auf die Bestandsstruktur (Insektenbefall und Bisamfraß) untersucht, da diese ebenfalls einen großen Einfluss ausüben.

Die Untersuchungen zu den klonspezifischen Eigenschaften besitzen eine große praktische Bedeutung im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen. Relativ enge klonale Toleranzgrenzen, wie von KÜHL & NEUHAUS (1993) und KOPPITZ et al. (1997) vermutet, würde dazu führen, dass bei Schilfanpflanzungen autochthones Pflanzmaterial dem Material

unbestimmter Herkunft überlegen wäre. Die Pflanzen wären dann besser an die konkreten Bedingungen der jeweiligen Gewässer angepasst (KÜHL 1994b, 1999). Ungeeignetes Pflanzmaterial ist nach KÜHL (1999) eine Erklärung für die oft geringen Erfolge bisheriger Röhrichtanpflanzungen (OSTENDORP et al. 1995, GROSSER et al. 1996). Daher lautet eine weitere Fragestellung der vorliegenden Untersuchung:

Können die unterschiedlichen Eigenschaften der Klone so genutzt werden, dass eine rasche und zugleich dauerhafte Besiedlung der bepflanzten Uferabschnitte mit einem sparsamen Einsatz an Pflanzmaterial erreicht werden kann?

Zur Bearbeitung dieser Fragen wurden 10 verschiedene Schilfklone von unterschiedlichen Standorten gemeinsam angepflanzt. Die Anpflanzung erfolgte auf 6 Feldern in einem einheitlichen Design. Der Großversuch wurde von der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen an den Gewässerufeln durchgeführt.

Das Projekt, aus dem die vorliegende Arbeit entstand, wurde von der FU-Berlin im Rahmen des Förderprogramms „Berlin-Forschung“ (Projekt-Nr 11/97) finanziert.

Die Finanzierung der abschließenden Arbeiten übernahm die FAZIT-Stiftung.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1. Beschreibung der Pflanzungen

2.1.1. Auswahl und Herkunft der angepflanzten Schilfklone

Zur Untersuchung wurde Pflanzmaterial von verschiedenen Berliner Schilfbeständen entnommen: vom Müggelsee (Klone MÜGG und MÜGG-klein), Seddinsee (Klone SEDDIN1 bis 4) und der Havel (Klone HAVEL2 und HAVEL3.1). Die Berliner Schilfklone wurden verwendet, da die beste Entwicklung auf den Pflanzungen im Berliner Raum von den autochthonen Klonen erwartet wurde (KÜHL 1994b). Als Referenzmaterial diente ein Klon vom nährstoffarmen Parsteiner See (Klon PAR1) und ein Klon von den hoch belasteten Rieselfeldern bei Blankenfelde (Klon RIES1). Eine Kurzbeschreibung der Schilfklone an ihren ursprünglichen Standorten sowie eine kurze Charakterisierung der jeweiligen Standorte ist in Tabelle 1 wiedergegeben.

Die Pflanzen von den verschiedenen Herkunftsstandorten wurden meristematisch vermehrt, so dass genetisch einheitliches Pflanzmaterial in ausreichender Stückzahl zur Verfügung stand. Die Vermehrung wurde von der Firma TINPLANT (D-39164 Klein Wanzleben) durchgeführt.

2.1.2. Anlage der Versuchsfelder, Schema der Bepflanzung

Zur Vorbereitung der Anpflanzung erfolgte eine Entfernung der Ufergehölze (meist Erlen). Die Ufer wurden mit Sand aufgeschüttet. Dadurch herrschten auf allen Versuchsfeldern vergleichbare Bedingungen. Der Schutz der Pflanzungen gegen Wellenschlag wird durch eine Palisaden-Lahnung gewährleistet. Die vorbereitenden Arbeiten sind in KÜHL (1994b) beschrieben.

Die Pflanzen wurden in Töpfen angezogen und bildeten dort ein enges Rhizomgeflecht. Die Anpflanzung der Schilfklonen erfolgte über diese Ballen, die Dichte betrug 15 bis 25 Ballen pro m² (Tab. 2). Die Anzahl der Halme je Ballen war zwischen den Klonen verschieden und schwankte von 2-4 Halme (SEDDIN2) bis 10-20 Halme (MÜGG-klein) (KÜHL 1995). Die Pflanzarbeiten fanden in den Monaten Juni und Juli 1995 statt.

Tab. 1: Kurze Bestandesbeschreibung der Schilfkclone des Pflanzversuches an ihren ursprünglichen Standorten sowie Charakterisierung der jeweiligen Standorte (vgl. KÜHL & ZEMLIN 2000)

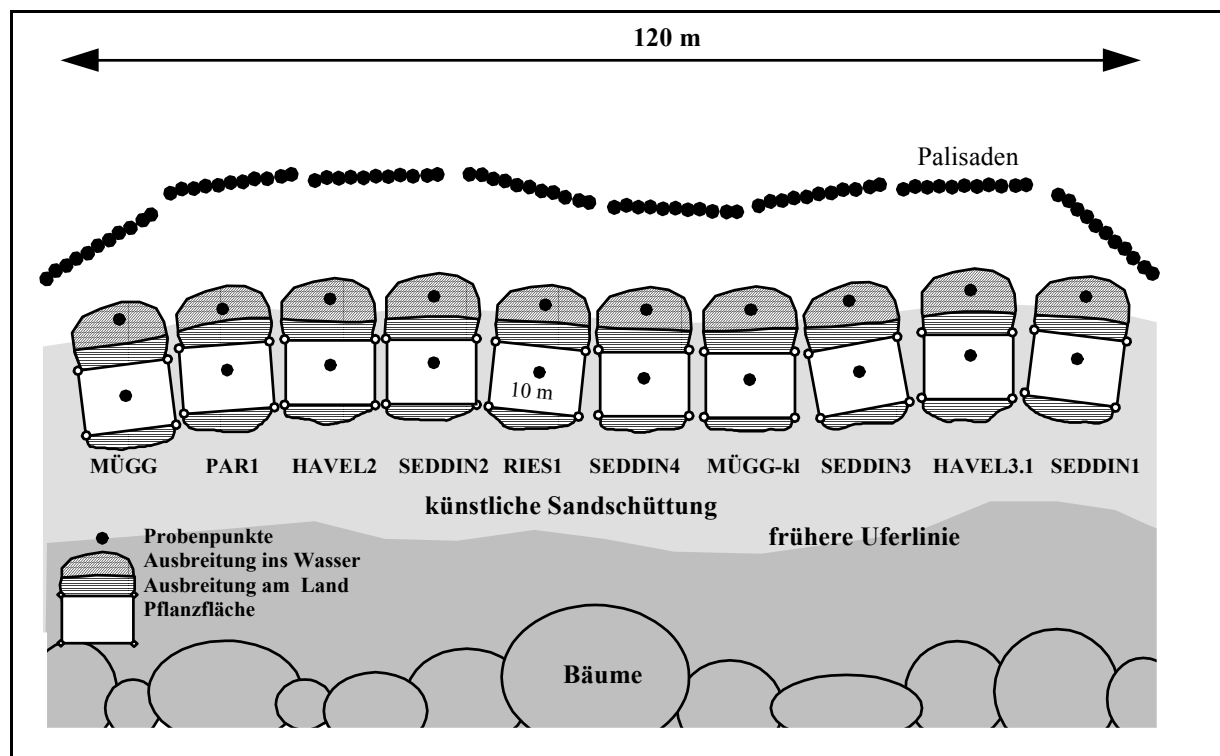
Klon	See bzw. Fluss	kurze Bestandsbeschreibung
MÜGG	Müggelsee eutropher Flachsee mit dichten Phytoplankton Größe: 767 ha maximale Wassertiefe: 7,85 m	hoch produktives Wasserschilf, sehr hohe Halmlängen, Bestandsstruktur an der Wasserseite bultig, Bestandsbreite: ca. 50m, maximale Wassertiefe an der Röhrichtfront (max. WT): 1,3 m (weitere Angaben siehe KÜHL & KOHL 1992, 1993, KOHL et al. 1998)
MÜGG-klein	siehe MÜGG	produktives Wasserschilf mit kleinen Halmen und sehr hohen Dichten, homogene Bestandsstruktur, Bestandsbreite: ca. 25m, max. WT: 1,0 m (weitere Angaben siehe KÜHL 1994a)
SEDDIN1	Seddinsee eutropher Flachsee mit dichten Phytoplankton Größe: 225 ha maximale Wassertiefe: 7,0 m	produktiver, homogener Wasserschilfbestand, assoziiert mit <i>Typha angustifolia</i> , hohe Halmlängen, Bestandsbreite: ca. 12 m, max. WT: 0,7 m (weitere Angaben siehe KÜHL et al. 1999)
SEDDIN2	siehe SEDDIN1	produktiver, homogener Wasserschilfbestand, hohe Halmlängen, ohne Rispen seit mehr als 40 Jahren, Bestandsbreite: ca. 12 m, max. WT: 0,7 m (weitere Angaben siehe KÜHL et al. 1999, ROLLETSCHEK et al. 1999a)
SEDDIN3	siehe SEDDIN1	hoch produktiver Wasserschilfbestand mit Lücken, an der Wasserseite leicht bultig, sehr hohe Halmlängen, Bestandsbreite: ca. 12 m, max. WT: 0,7 m (weitere Angaben siehe KÜHL et al. 1999, ROLLETSCHEK et al. 1999a)

SEDDIN4	siehe SEDDIN1	produktiver, homogener Wasserschilfbestand, hohe Halmlängen, ohne Rispen seit mehr als 40 Jahren, Bestandsbreite: ca. 12 m, max. WT: 0,7 m (weitere Angaben siehe KÜHL et al. 1999, ROLLETSCHKEK et al. 1999a)
HAVEL2	Havel hoch eutropher Fluß mit dichten Phytoplankton	hoch produktiver Wasserschilfbestand mit Lücken, an der Wasserseite leicht bultig, hohe Halmlängen, Halme mit relativ geringer mechanischer Stabilität, Bestandsbreite: ca. 30 m, max. WT: 0,7 m (weitere Angaben siehe SUKOPP et al. 1975, SUKOPP & MARKSTEIN 1989)
HAVEL3.1	siehe HAVEL2	hoch produktiver Wasserschilfbestand mit Lücken, an der Wasserseite leicht bultig, hohe Halmlängen, Halme mit relativ geringer mechanischer Stabilität, Bestandsbreite: ca. 30 m, max. WT: 0,7 m (weitere Angaben siehe SUKOPP et al. 1975, SUKOPP & MARKSTEIN 1989)
PARI	Parsteiner See mesotropher Klarwassersee Größe: 1100 ha maximale Wassertiefe: 27 m	schwachwüchsiges Wasserschilf, geringe Produktivität, kleine Halme, homogene Bestandsstruktur, Bestandsbreite: ca. 25 m, max. WT: 1,5 m (weitere Angaben siehe KÜHL & KOHL 1992, 1993, KÜHL et al. 1997, KOHL et al. 1998)
RIES1	Rieselfeld im Norden von Berlin Boden ist hoch mit Schwermetallen und Nährstoffen belastet Nutzung als Rieselfeld bis 1970	hoch produktiver Schilfbestand vom nicht überstauten Teil des Rieselfelds, sehr hohe Halmlängen, homogene Bestandsstruktur

Tab. 2: Mittlere Pflanzdichten für die Felder 1 bis 5 in Anzahl der Ballen je m² (aus KÜHL 1995)

Klon	Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 4	Feld 5
MÜGG	16,4	15,2	18,0	21,4	22,0
PAR1	19,1	22,1	19,7	19,8	22,8
HAVEL2	18,4	19,7	17,4	21,2	23,0
SEDDIN2	14,6	19,7	18,7	19,1	23,8
RIES1	19,3	24,9	20,7	22,8	23,0
SEDDIN4	18,4	16,5	18,2	22,3	19,6
MÜGG-klein	19,7	20,4	19,0	20,0	27,2
SEDDIN3	17,2	16,4	18,8	19,8	25,2
HAVEL3.1	20,8	19,9	17,7	20,3	21,8
SEDDIN1	16,8	19,6	18,0	19,8	20,4

Die Klone wurden nach einem festen Schema gepflanzt (Abb. 1), das eine Unterscheidung der einzelnen Schilfklone nach deren charakteristischen Merkmalen ermöglichen sollte (z.B. Halmlänge, Halmdichte, Vorwuchsverhalten). Da die Anfangsbedingungen auf Grund der künstlichen Sandschüttung auf den Feldern relativ homogen waren, ist ein Einfluss der nicht zufälligen Verteilung der Schilfklone in der Auswertung der Ergebnisse wenig wahrscheinlich.

**Abb. 1:** Schematische Darstellung eines Pflanzfeldes (nach KÜHL & ZEMLIN 2000)

2.1.3. Lage der Pflanzfelder

Die Pflanzfelder wurden an sechs verschiedenen Standorten an unterschiedlichen Berliner Gewässern angelegt.



Abb. 2: Lage der Versuchsfelder, Felder 1 bis 5 am Langer See bzw. am Seddinsee [oben], Feld 6 an der Havel [unten]

Die Felder 1 und 2 liegen am Seddinsee, die Felder 3, 4 und 5 befinden sich am Langer See (Abb. 2). Die Ufer am Langer See und am Seddinsee besitzen eine ähnliche Morphologie. Sie sind meist erodiert und landseitig von einem Erlensaum begrenzt. Die Standorte waren ursprünglich mit Schilf bewachsen (Restbestände 1993 in der Nähe von Feld 3). Beide Seen sind hoch eutroph, mit einer ähnlichen Wasserqualität auf Grund der räumlichen Nähe und Verbindung (KOHL et al. 1993). Die Wasserstandsschwankungen sind durch die Stauregulierung dieser Gewässer nur gering.

Feld 6 liegt an der Havel und ist somit getrennt von den anderen Feldern (Abb. 2). Hier

ist die Pflanzfläche von zwei älteren Schilfbeständen begrenzt. Die Trophie des Wassers ist hier höher als an den anderen Standorten, am Ufer finden stärkere Akkumulationsprozesse statt als an den anderen Feldern. Im Gegensatz zu den stauregulierten Gewässern Langer See und Seddinsee kann es hier zu einer Überflutung der Pflanzflächen kommen.

Die Exposition der sechs Felder ist unterschiedlich (Abb. 2). Die Felder 1 und 2 (Seddinsee) sind nach Südosten exponiert und werden bis zum frühen Nachmittag von der Sonne beschienen. Feld 3 (Langer See) ist nach Westen ausgerichtet und bekommt erst ab Mittag direktes Sonnenlicht. Die Felder 4 und 5 (Langer See) richten sich nach Südwesten. Die Sonne kann hier vom frühen Vormittag bis zum Abend direkt einstrahlen. Feld 6 (Havel) ist nach Nordwesten exponiert und erhält vom frühen Nachmittag bis zum Abend direkte Sonnenstrahlung.

2.2. Substratuntersuchungen auf den Pflanzfeldern

Zur Untersuchung der Nährstoffgehalte und der Substratbeschaffenheit auf den Pflanzfeldern wurden im Februar und September 1998 je Feld getrennt nach Wasser- und Landbereich mindestens 2 und maximal 10 Sedimentkerne (Tab. 3) mit Hilfe eines UWITEC-Corer gestochen. Zusätzlich wurden an jedem Feld 2 Proben aus dem Freiwasser entnommen.

Tab. 3: Übersicht über Termin der Probenahme und Anzahl der Proben zur Substratuntersuchung,

	1. Probenahme (Anzahl / Termin)	2. Probenahme (Anzahl / Termin)
Feld 1	2 / 17.02.1998	2 / 07.09.1998
Feld 2	10 / 17.02.1998	5 / 07.09.1998
Feld 3	2 / 17.02.1998	3 / 07.09.1998
Feld 4	2 / 17.02.1998	3 / 07.09.1998
Feld 5	2 / 17.02.1998	3 / 08.09.1998
Feld 6	10 / 25.02.1998	3 / 08.09.1998

Die unterschiedliche Anzahl der Probe in der ersten Probenahme ergab sich aus der Untersuchung zur Stickstoffdynamik, die auf den Felder 2 und 6 an allen 10 Schilfklonen erfolgte, während auf den anderen Feldern zwei ausgewählte Klone untersucht wurden (vgl. Abschnitt 2.4.1). Nach den Ergebnissen der ersten Untersuchung wurde die Probenahme zur zweiten Substratuntersuchung modifiziert.

Die Sedimentkerne wurden ungestört ins Labor transportiert und dort aufgearbeitet. Jeder Kern wurde von der Substratoberfläche ausgehend in zwei Schichten geteilt (0-10 cm und 10-20 cm). Die Gewinnung des Interstitialwasser aus den einzelnen Schichten erfolgte durch Filtration mit Hilfe eines Unterdruckes (Zelluloseacetatfilter, Firma: SARTORIUS; 0,45 µm Porenweite). Die Freiwasserproben wurden nach dem gleichen Verfahren filtriert.

Die Bestimmung des Gehalts an Sulfat, o-Phosphat, Nitrat und Nitrit im Interstitialwasser der Kerne sowie im Freiwasser erfolgte über Ionenchromatographie (DX-100, Firma: DIONEX). Als Säule diente IonPac AS4A (Firma: DIONEX), als Laufmittel wurde 1,8 mM Na₂CO₃ / 1,7 mM NaHCO₃ verwendet. Die Detektion erfolgte über einen Leitfähigkeitsdetektor (Sulfat, o-Phosphat, Nitrat) sowie einen UV-Detektor (Nitrat, Nitrit) bei 215 nm. Ammonium wurde am Flow-Injection-Analyzer (FIA, Firma: EPPENDORF) photometrisch bei 585 nm bestimmt.

Von den beiden Substratschichten wurden die Trockenmasse (Trocknung bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz) und der Glühverlust (550 °C, 3 h) bestimmt (AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG 1989). Außerdem wurde der Gesamtgehalt

an Stickstoff (TN), Kohlenstoff (TC) und Phosphor (TP) ermittelt. Die Bestimmung vom Stickstoff- und Kohlenstoff-Gesamtgehalt erfolgte nach Trocknung und Homogenisierung mit Hilfe eines Elementaranalysators (CHN-O Rapid, Firma: FOSS HERAEUS). Die Gesamtphosphat-Bestimmung wurde über HCl-Extraktion (15 min, 105 °C, 1 N HCl) des Glührückstandes (550 °C) und anschließender photometrischer Messung bei 830 nm (Molybdänblau-Methode) am Flow-Injection-Analyzer (Firma: EPPENDORF) durchgeführt.

2.3. Untersuchungen der Morphometrie, Bestandsdynamik und Produktivität der angepflanzten Schilfklone

2.3.1. Messungen zur Bestandsdynamik und Morphometrie

Zur Einschätzung der Bestandsdynamik der einzelnen Klone wurde in monatlichen Messungen von April bis September in den Jahren 1998 und 1999 die Halmlängen und -dichten bestimmt. Dabei wurden Land- und Wasserbereiche getrennt untersucht (Abb. 1). Die Messung der Halmlängen erfolgte für jeden Klon an 25 repräsentativen Pflanzen je Bereich, die entlang eines Transekt vom Land zum Ufer bzw. vom Ufer zum Freiwasser vermessen wurden. Die Halmdichten der einzelnen Klone wurden auf jeweils zwei Quadrate (50 x 50 cm) pro Bereich bestimmt. Die Messungen der Längen und Dichten erfolgten in der Nähe des jeweiligen Probenpunktes (Abb. 1).

Die Ausbreitung der einzelnen Klone wurde auf jedem Feld ermittelt. Der Abstand zwischen der hinteren Bestandsgrenze und der Uferkante wurde als Bestandsbreite am Land gemessen. Die Ausbreitung am Land ergab sich aus der Differenz zur ursprünglichen Pflanzfläche. Der Abstand der wasserseitigen Ausbreitungsfront zur Uferkante wurde als Ausbreitung ins Wasser bestimmt (Abb. 1). Dabei wurde auch die maximal erreichte Wassertiefe (max. WT) des am weitesten vorgewachsenen Halmes ermittelt.

Zum gleichen Zeitpunkt fand für jeden Klon auf jedem Feld eine Einschätzung der Fraßschäden und des Blattlausbefalls statt. Die Schäden durch den Bisam (*Odonatra zibethicus*) wurden nach folgender Bonitur bewertet:

<u>Bonitur</u>	<u>Beschreibung</u>
0	keine Fraßspuren
1	einzelnen Halme fehlen, kein Einfluss auf die Bestandsentwicklung im Wasser
2	Fraßspuren deutlich sichtbar, aber Vorwuchs nicht eingeschränkt
3	Vorwuchs durch Verbiss stark eingeschränkt, am Rand nur Sekundärhalme, im wasserseitigen Bestand noch Primärhalme
4	Vorwuchs durch Verbiss vollständig verhindert, zum Teil auch Rhizome ausgegraben

Zur Charakterisierung der Morphometrie und des Entwicklungszustandes der einzelnen Klone wurden am Ende der Vegetationsperiode (September / Oktober) in den Jahren 1997, 1998 und 1999 je Feld und Klon 10 repräsentative Pflanzen am Land und im Wasser geerntet.

1997 fand keine Trennung der Bereiche statt, da der Vorwuchs in das Wasser zu gering war. An den geernteten Halmen erfolgte die Bestimmung folgender Parameter:

- Halmlänge (HL): Länge von der Basis bis zur Spitze des letzten, nicht entfalteten Blattes bzw. zur Rispen spitze
- Halmdurchmesser (HD): Durchmesser am Basalinternodium
- Anzahl der Internodien (IN): Der Wachstumskegel bzw. die Rispe wurde als ein Internodium mitgezählt.
- Anzahl der Blätter (NBL): Blätter unter 6 cm Länge wurden vernachlässigt
- Länge (BLL) und Breite (BLBR) der einzelnen Blätter

2.3.2. Berechnung der Gesamtblattflächen pro Halm und der Blattflächenindizes

Aus den gemessenen Längen (BLL) und Breiten (BLBR) der einzelnen Blätter wurde die Einzelblattfläche (EinzelBLFL) nach ONDOK (1968) bestimmt:

- $\text{EinzelBLFL [cm}^2\text{]} = \text{BLL [cm]} * \text{BLBR [mm]} * 0,54 + 2,6$

Die Maße der fehlenden oder beschädigten Blätter mussten dabei abgeschätzt werden.

Die Gesamtblattfläche pro Halm (BLFL) wurde aus der Summe der Einzelblattflächen ermittelt:

- $\text{BLFL [cm}^2\text{]} = \Sigma \text{ EinzelBLFL [cm}^2\text{]}$

Der Blattflächenindex (BFI) berechnete sich für die einzelnen Schilfklone auf den verschiedenen Feldern aus den jeweiligen mittleren Gesamtblattflächen (BLFL) und den jeweiligen mittleren Halmdichten je m² (DI):

- $\text{BFI} = \text{BLFL [cm}^2\text{]} * \text{DI [1 / m}^2\text{]} / 10.000$

Der Blattflächenindex ist dimensionslos.

2.3.3. Berechnung der mittleren Trockenmassen pro Halm und der Halmbiomassen pro m²

Nach KAUPPI et al. (1983) kann die Trockenmassen eines beblätterten Halmes aus dessen Länge über eine Regression abgeschätzt werden. Zur Datengewinnung für die Regressionsgleichung wurde die Trockenmassen der 10 zum Ende der Vegetationsperiode 1998 geernteten Halme im Labor durch Trocknung bei 60 °C bestimmt. Um Verluste durch abfallende Blätter zu vermeiden, wurden die ganzen Pflanzen einzeln in Papiertüten verpackt. Um eventuelle Unterschiede zwischen den Jahren herauszustellen, wurden 1999 aus den geernteten 10 Pflanzen nochmals 3 repräsentative Pflanzen ausgewählt.

Die Trockenmassen der einzelnen Halme und die dazugehörigen Längen wurden für jeden Klon zusammengefasst. Aus diesen Daten wurde für jeden Schilfklon eine nichtlineare Regressionsgleichung bestimmt, bei der die Halmlänge als unabhängige Größe diente (Tab. 4). Dabei erfolgte eine Trennung der Bereiche Land und Wasser. Mit Hilfe der jeweiligen Regressionsgleichung konnte für jeden Schilfklon die Trockenmassen der im Freiland vermessenen Halme bestimmt werden.

Die Halmbiomassedichten der Klone auf den einzelnen Feldern wurden für jeden Monat (Mai-September) aus der jeweiligen mittleren Trockenmasse (TM) und der jeweiligen mittleren Halmdichte je m² (DI) berechnet:

- Halmbiomassedichte [g / m²] = TM [g] * DI [Halme pro m²]

Tab. 4: Gleichungen der nichtlinearen Regression der Halmlängen - Trockenmassen Daten (n=78)

Klon	Bereich	Formel	Bestimmtheitsmaß (R ²)
HAVEL2	Land	$TM = 0,60034 * e^{(0,0118707*HL)}$	0,83
	Wasser	$TM=(-0,0716436*HL)+(0,000509741*HL^2)+4,60467$	0,79
HAVEL3.1	Land	$TM=0,58967*e^{(0,0118099*HL)}$	0,87
	Wasser	$TM=(-0,0592592*HL)+(0,000473863*HL^2)+3,32002$	0,87
MÜGG	Land	$TM=0,4268*e^{(0,014698*HL)}$	0,88
	Wasser	$TM=(-0,0357864*HL)+(0,000521227*HL^2)+1,2571$	0,83
MÜGG-klein	Land	$TM=0,55574*e^{(0,0132587*HL)}$	0,8
	Wasser	$TM=(-0,0478495*HL)+(0,000553688*HL^2)+1,81183$	0,91
PAR1	Land	$TM=0,416*e^{(0,0152514HL)}$	0,89
	Wasser	$TM=(-0,0890573*HL)+(0,000687703*HL^2)+4,75401$	0,88
RIES1	Land	$TM=0,36773*e^{(0,0149203*HL)}$	0,89
	Wasser	$TM=(-0,0187347*HL)+(0,000450695*HL^2)+0,11229$	0,88
SEDDIN1	Land	$TM=0,53082*e^{(0,0138098*HL)}$	0,86
	Wasser	$TM=(-0,0392611*HL)+(0,000476701*HL^2)+2,2689$	0,92
SEDDIN2	Land	$TM=1,21704*e^{(0,0100308*HL)}$	0,82
	Wasser	$TM=(-0,0439166*HL)+(0,000499585*HL^2)+1,3936$	0,86
SEDDIN3	Land	$TM=(-0,0239645*HL)+(0,00032091*HL^2)+0,67637$	0,78
	Wasser	$TM=(-0,0469369*HL)+(0,000503345*HL^2)+2,14769$	0,91
SEDDIN4	Land	$TM=0,0000253058*HL^{2,40044}$	0,92
	Wasser	$TM=0,0001304893*HL^{2,16843}$	0,92

2.4. Untersuchung der Physiologie der angepflanzten Schilfklone

2.4.1. Bestimmung der Stickstoffgehalte in den Schilfhalmen

Um einen Überblick über klonale Unterschiede in der Stickstoffdynamik zu erhalten, wurden alle 10 Schilfklone auf den Feldern 2 und 6 untersucht. Diese beiden Felder wurden ausgewählt, da zwischen ihnen die deutlichsten Unterschiede in der Morphometrie der Schilfklone bestanden. Außerdem wurden die Klone MÜGG und PAR1 für eine Untersuchung auf allen Feldern ausgewählt. Von ihnen wurde vermutet, dass sie zwei unterschiedliche ökophysiologische Strategien in der N-Dynamik verfolgen, die als Assimilationstyp (MÜGG) und Translokationstyp (PAR1) beschrieben wurden (KÜHL & KOHL 1993, KOHL et al. 1998).

Die Ernte der Pflanzen zur Analyse der Stickstoffdynamik erfolgte in den Monaten Mai, Juli, September und Oktober 1998. Dabei wurden auf den Feldern 2 und 6 für jeden Klon 5 repräsentativ ausgewählte Halme je Bereich geerntet. Die intensiver untersuchten Klone MÜGG und PAR1 wurden zusätzlich auf den Feldern 1, 3, 4 und 5 beprobt. Bis zur Aufarbeitung im Labor wurden die Pflanzen bei $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagert.

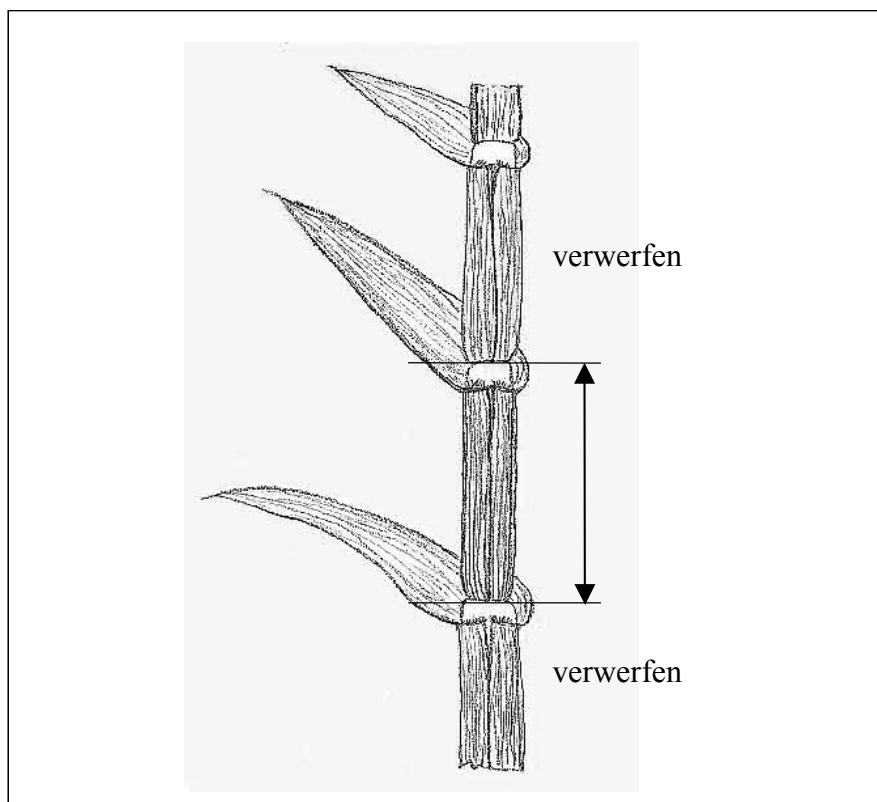


Abb. 3: Schematische Darstellung der Trennung der Internodien zur Stickstoffbestimmung. Die Trennung erfolgte am Ansatz der Blattscheide.

Bei der Aufarbeitung wurde als erstes die Frischmasse der einzelnen Pflanzen bestimmt. Jede Pflanze wurden in Wachstumskegel, 2., 4., 8. Internodium (inklusive das dazugehörige Blatt und die Blattscheide) und Basalinternodium getrennt, die anderen Abschnitte wurden verworfen (Abb. 3). Die jeweiligen Internodien der 5 Pflanzen wurden als Mischproben zusammengefasst und getrocknet. Um Stickstoffverluste zu vermeiden, erfolgte die Trocknung bei 60 °C. Aus den prozentualen Trockenmassen der einzelnen Mischproben wurde der Mittelwert gebildet, der der mittleren prozentualen Trockenmasse des gesamten Halms entspricht. Diese diente zur Bestimmung der Gesamttrockenmasse der Pflanzen aus deren Frischmasse.

Die getrockneten Mischproben wurden homogenisiert (Schwing-Mühle MM2000, Firma: RETSCH). Der prozentuale Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt der jeweiligen Probe wurde mit Hilfe eines Elementaranalysators (CHN-O Rapid, Firma: FOSS HERAEUS) bestimmt. Aus den prozentualen Werten der einzelnen Internodien wurde der prozentuale Gesamtstickstoffgehalt in der Trockenmasse der Pflanzen errechnet (nach KÜHL 1989):

Der Verteilung des prozentualen Stickstoffgehaltes im oberen Abschnitt der Schilfpflanze (Wachstumskegel bis 8. Internodium) kann durch eine nichtlineare Regressionsgleichung beschrieben werden (KÜHL 1989). Die Trockenmasseentwicklung verhält sich ebenfalls nichtlinear. Mit Hilfe der Regressionsgleichungen konnten die prozentualen Stickstoffgehalte und die Trockenmassen der nicht vermessenen oberen Internodien berechnet werden. Aus der Summe der prozentualen Stickstoffgehalte ($N_{\%-\text{oben}}$) und der Trockenmassen der oberen Internodien (TM_{oben}) wurde der Stickstoffgehalt des oberen Halmabschnitts ($N_{\text{Halm-oben}}$) bestimmt:

- $N_{\text{Halm-oben}} = N_{\%-\text{oben}} * TM_{\text{oben}} / 100$

Im unteren Abschnitt (8. Internodium bis Basis) verhalten sich Stickstoffgradient und Trockenmasse der einzelnen Internodien nahezu linear (KÜHL 1989). Der Stickstoffgehalt des unteren Halmabschnitts ($N_{\text{Halm-unten}}$) wurde aus dessen prozentualen Stickstoffgehalt ($N_{\%-\text{unten}}$: Mittelwert des prozentualen N-Gehalts des 8. Internodiums und der Basis) und dessen Trockenmasse (TM_{unten} : Differenz aus der TM des oberen Abschnitts und der Gesamttrockenmasse) bestimmt:

- $TM_{\text{unten}} = TM_{\text{ges}} - TM_{\text{oben}}$
- $N_{\%-\text{unten}} = (N_{\%-8. \text{Int}} + N_{\%-Basis}) / 2$
- $N_{\text{Halm-unten}} = N_{\%-\text{unten}} * TM_{\text{unten}} / 100$

Aus dem Stickstoffgehalt des oberen und unteren Halmabschnitts ($N_{\text{Halm-oben}}$ bzw. $N_{\text{Halm-unten}}$) sowie der mittleren Gesamttrockenmasse (TM_{ges}) der Pflanzen wurde der prozentuale Stickstoffgehalt in der Trockenmasse (N_{TM}) der Pflanzen bestimmt:

- $N_{\text{Halm}} = N_{\text{Halm-oben}} + N_{\text{Halm-unten}}$ Einheit: [g / Halm]
- $N_{\text{TM}} = N_{\text{Halm}} / TM_{\text{ges}} * 100$ Einheit: [%]

2.4.2. Bestimmung der Gehalte an freien Aminosäuren und Zuckern in den Basalinternodien ausgesuchter Schilfklone

Im Juli und Oktober 1998 erfolgten die Probenahmen zur Bestimmung der Aminosäuren- und Zuckergehalte in den Basalinternodien der Klone MÜGG und PAR1. Es wurden auf allen Feldern je Klon und Bereich 5 repräsentativ ausgewählte Halme geerntet. Von diesen Halmen wurde jedes Basalinternodium in 3 Abschnitte unterteilt und die jeweiligen Abschnitte der 5 Halme zu einer Mischprobe vereinigt (3 Mischproben mit jeweils 5 Abschnitten). Die Proben wurden für den Transport sofort in flüssigem Stickstoff eingefroren und im Labor bei -20 °C gelagert.

2.4.2.1 Extraktion der Proben zur Analyse der freien Aminosäuren und Zucker

Vor der Aufarbeitung wurden die Proben mindestens 3 Tage bei -20 °C und 0,06 mbar gefriergetrocknet (Gefriertrocknungsanlage, Firma: CHRIST).

Zur Homogenisierung wurden die Proben mit flüssigem Stickstoff eingefroren und in 3 bis 5 Minuten im Mahlbecher zerkleinert (Schwing-Mühle MM2000, Firma: RETSCH).

Zur Extraktion wurden ca. 70 mg der homogenisierten Proben in ein 1,5 ml-Eppendorfgefäß eingewogen. Zusätzlich wurde als interner Standard 5 μl Norleucin (40 mmol/l) zugegeben. Die Extraktion erfolgte mit Ethanol (80 %) in drei Schritten bei Raumtemperatur, wobei bei jedem Schritt die Ethanolmenge abnahm: 1 ml \rightarrow 0,7 ml \rightarrow 0,3 ml. Im ersten Extraktionsschritt wurden die Proben zusätzlich 10 min im Ultraschallbad (50-60 kHz, Eiskühlung) behandelt. Nach jedem Extraktionsschritt wurde zentrifugiert (4 °C , 6000 rpm, 10 min / Zentrifuge, Firma: HERAEUS). Der Überstand wurde in einem 2 ml-Eppendorfgefäß gesammelt. Nach dem letzten Extraktionsschritt wurde das Gesamtvolumen bestimmt (ca. 1,6–1,75 ml). Bis zur Analyse der Aminosäuren- und Zuckergehalte wurden die Extrakte bei -20 °C gelagert.

2.4.2.2 Messung des Gehaltes an freien Aminosäuren

Zur Proteinentfernung wurden 150 μl der einzelnen Extrakte durch Ultrafree-Einheiten (Firma: MILLIPORE) zentrifugiert (4 °C , 5000 rpm, ca. 150 min / Zentrifuge, Firma: HERAEUS).

50 µl der proteinfreien Extrakte wurden in Spezialreagenzglaschen überführt und gefriergetrocknet (über Nacht, 4 °C, 0,06 mbar / Gefriertrocknungsanlage, Firma: CHRIST). Danach folgte ein zweiter Trocknungsschritt, in dem zu jedem Extrakt 10 µl Trocknungslösung (Methanol / 1 M Natriumacetat-3-hydrat / Triethylamin; Mengenverhältnis 2:1:1) gegeben wurde. Anschließend wurden die Proben 2-5 Stunden bei 25 °C unter Vakuum getrocknet (0,06 mbar).

Die Derivatisierung der Proben erfolgte, in dem zu den trockenen Extrakten 20 µl Derivatisierungsreagenz (Methanol / Triethylamin / Wasser / Phenylisothiocyanat; Mengenverhältnis 7:1:1:1) pipettiert wurde. Nach einer Reaktionszeit von 20 min bei Raumtemperatur wurden die Extrakte gefriergetrocknet (über Nacht, 4 °C, 0,06 mbar). Die trockenen Derivate wurden in 100 µl Probenlösungsmittel (Phosphatpuffer) aufgenommen und in Autosampler-gefäße überführt. Die Trennung und Detektion der Aminosäuren erfolgte über eine HPLC (Chromasystem 500, Firma: BIOTECH) mit der Vorsäule Sentry Nova pak C 18 (Firma: WATERS) und der Säule Pico-Tag (3,9 x 300 mm, Firma: WATERS). Zur Bestimmung der Konzentration der einzelnen Aminosäuren wurden Aminosäure-Standardlösungen mit herangezogen.

2.4.2.3 Messung des Gehaltes an freien Zuckern

Die freien Zucker im Extrakt wurden mit Hilfe eines HPLC-Systems (DX-100, Firma: DIONEX) getrennt und mit einem gepulsten amperometrischen Detektor (PAD, Firma: DIONEX) bestimmt. Die Trennung erfolgte über eine PA1-Guard Vorsäule und eine PA1 Säule (CarboPac, Firma: DIONEX). Als Eluent diente Natriumhydroxid (0,15 M). Zur Bestimmung der Konzentration der einzelnen Zucker wurden Zucker-Standardlösungen mit herangezogen.

2.5. Auswertung der Daten

Die Datenaufbereitung erfolgte mit dem Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL 5.0 (MICROSOFT). Für die Datenauswertung wurden verschiedene Statistikprogramme genutzt: WinSTAT 3.0 (KALMIA CO. INC.), STATGRAPHICS 3.0 Plus (STATISTICAL GRAPHICS CORP.) und InStat2 (GRAPHPAD SOFTWARE).

Die graphische Darstellung der Daten erfolgte meist als Mittelwert mit dem 95 %igen Konfidenzintervall. Daneben wurde bei einer geringen Anzahl an Wiederholungen die Standardabweichung der Einzelwerte zur Verdeutlichung der Streuung verwendet bzw. bei einer hohen Variabilität der Messwerte der Median mit der Median-Absolut-Deviation (MAD) als Streuungsmaß. Der MAD entsprach dem Median der Datenreihe aus den Einzelwerte (x_i) minus des Gesamtmedians (x): $MAD = \text{Median}\{|x_i - x|\}$ (SACHS 1997). Die Visualisierung dieser Daten erfolgte im Box and Whiskers Plot (vgl. BÄRLOCHER 1999): ein Rechteck mit den äußeren Kanten 1. und 3. Quartil, das durch den Median geteilt wird. Außerdem werden der höchste bzw. niedrigste Wert, der maximal das 1,5fache des Abstandes zwischen 1. und 3. Quartil von der näheren Kante entfernt ist, durch Spannweiten gekennzeichnet. Werte, die mehr als den 1,5fache des Abstandes entfernt sind, werden gesondert dargestellt.

Die Daten wurden vor jedem statistischen Test auf Normalverteilung geprüft. Wenn keine Normalverteilung vorlag, wurden verteilungsunabhängige Verfahren angewendet. Auf eine Transformation der Daten wurde weitgehend verzichtet.

Beim Vergleich zweier ungepaarter Messreihen wurde der t-Test bzw. der verteilungsunabhängige U-Test (auch Mann-Whitney Test) angewendet.

Der Vergleich 10 Klone bzw. 6 Felder erfolgte über die one-way ANOVA (Analysis of Variance - Varianzanalyse) mit anschließenden multiplen Mittelwertsvergleich (post-Test) nach Student-Newmann-Keuls (S-N-K). Lag keine Normalverteilung vor (Test über standardisierte Schiefe und Kurtosis der Häufigkeitsverteilung der Daten) oder war die Gleichheit der Varianzen nicht gegeben (Test über Cochran Test und Bartlett Test), kam der verteilungsfreie Kruskal-Wallis Test mit anschließenden multiplen Mittelwertsvergleich (post-Test) nach Dunn zur Anwendung (BÄRLOCHER 1999).

Stand bei einem Vergleich nur ein Wert je Feld bzw. Klon zur Verfügung (z.B. Blattflächenindex), erfolgte die Datenauswertung über gepaarte Tests. Zum Vergleich zweier Datenreihen wurde dann der gepaarter t- Test bzw. der verteilungsunabhängige Vorzeichen-Rang-Test nach Wilcoxon genutzt. Bei einem Vergleich mehrerer Datenreihen wurde der

verteilungsunabhängige Friedman Test mit post-Test nach Wilcoxon-Wilcox angewendet.

Die Korrelationsanalysen wurden nach Spearman durchgeführt.

Das Signifikanzniveau (Irrtumswahrscheinlichkeit) lag bei allen Tests und bei den Korrelationsanalysen bei $\alpha = 0,05$.

Beim Vergleich der Dynamik der mittleren Halmlängen der Jahre 1998 und 1999 wurde das Wachstum der Halme mit Hilfe der Temperatursumme an Stelle der Zeit verglichen. Dadurch sollte der Einfluss der unterschiedlichen Temperaturen in den verschiedenen Jahren auf die Entwicklung des Schilfs vergleichbar gemacht werden (ZEMPLIN et al. 2000). Die Temperatursumme errechnete sich aus der Summe der Tagesmitteltemperaturen bis zum Tag der Messung. Die Summierung der Temperaturen begann am 01. März des jeweiligen Jahres. Die Tagesmitteltemperaturen werden in der WETTERKARTE (Datenteil) vom Deutschen Wetterdienst (DWD) veröffentlicht. Für den Berliner Raum wurden sie in Berlin-Tempelhof gemessen.

Eine Clusteranalyse wurde zur Eingruppierung der Schilfklone nach verschiedenen morphometrischen Parameter durchgeführt (Software: STATGRAPHICS 3.0 Plus). Als Distanzmaß wurde die quadrierte Euklidische Distanz gewählt. Die Zusammenfassung der Gruppen (Clusterbildung) erfolgte nach Ward. Bei diesem Verfahren werden möglichst homogene Cluster gebildet (BACKHAUS 1994). Die Daten wurden durch das Statistikprogramm standardisiert (Mittelwert = 0 und Varianz = 1).

Zu einer vergleichenden Bewertung der einzelnen Schilfklone kam die Hassediagrammtechnik (HDT) zur Anwendung (vgl. BRÜGGEMANN et al. 1998). Die Vorteile gegenüber multivariaten Verfahren bestehen darin, dass dies ein robustes, parameterfreies Verfahren mit relativ wenig Voraussetzungen und guten Möglichkeiten zur Visualisierung der Zusammenhänge ist. Für jeden Parameter wurden drei Klassen gebildet, in die sich die Klone nach ihren Daten einordneten. Die Größe der Klassen ergab sich aus der Differenz zwischen dem höchsten und dem niedrigsten Wert für das jeweilige Merkmal dividiert durch 3 (Anzahl der Klassen). Die Klassen wurden als „gut“, „mittel“ bzw. „schlecht“ bezeichnet, wobei hohe Werte als positiv betrachtet wurden. Als Grundlage der Bewertung der einzelnen Klone diente die Häufigkeit, mit der sie in den jeweiligen Klassen vertreten waren. Die Darstellung im Hasse-Diagramm erfolgte aufsteigend, so dass die Schilfklone mit den häufigsten „schlechten“ Werten unten standen während die oberen Klone die besten Werte aufwiesen. Die Berechnungen erfolgte über die Software WHASSE.

3. ERGEBNISSE

3.1. Nährstoffgehalte und Substratbeschaffenheit auf den einzelnen Pflanzfeldern

Der genaue Zeitpunkt der Probenahme und die Anzahl der Substratproben sind in der Tabelle 3 (2.2 MATERIAL UND METHODEN) aufgeführt. Nicht von allen Proben konnte Interstitialwasser gewonnen und analysiert werden (vgl. Tab. 3 und 5).

Tab. 5: Anzahl der Interstitialwasserproben aus den Kernen der Substratuntersuchung

Messung	Bereich	Schicht	Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 4	Feld 5	Feld 6
Feb. 1998	Land	0-10 cm	0	7	1	2	2	10
		10-20 cm	1	9	2	2	2	10
	Wasser	0-10 cm	2	10	2	2	2	10
		10-20 cm	2	10	2	2	2	10
Sep. 1998	Land	0-10 cm	0	5	3	3	3	3
		10-20 cm	2	5	3	3	3	3
	Wasser	0-10 cm	2	5	3	2	3	3
		10-20 cm	2	4	3	2	3	3

Die Messergebnisse der beiden Schichten 0-10 cm und 10-20 cm konnten in der Auswertung zusammengefasst werden, da die Unterschiede gering waren.

Im Allgemeinen waren die Werte für die Parameter der Substratbewertung sehr großen Schwankungen unterworfen (Tab. 6). Daher konnten Unterschiede zwischen den Pflanzfeldern statistisch nicht gesichert werden. Auf Feld 1 erreichte die Trockenmasse am Land im Mittel etwas höhere Werte als auf den anderen Feldern. Die Mittelwerte für den Glühverlust reichten am Land von 0,4 (Feld 3) bis 2,3 % (Feld 5) und im Wasser von 0,2 (Feld 3 und 4) bis 1,0 % (Feld 1). Es zeigte sich überraschend, dass am Land (bis auf Feld 1) eine geringere Trockenmasse gemessen werden konnte als im Wasser. Der Glühverlust lag dort ebenfalls höher.

Am Land wurden beim mittleren Gesamt-Kohlenstoffgehalt Werte zwischen 0,15 (Feld 3) und 1,29 % (Feld 5) bestimmt, während im Wasser die Werte zwischen 0,08 (Feld 3, 4 und 5) und 0,37 % (Feld 6) lagen. Die mittleren Gehalte des Gesamt-Stickstoffs reichten am Land von 0,013 (Feld 3) bis 0,072 % (Feld 5) und im Wasser von 0,005 (Feld 2) bis 0,027 % (Feld 5). Der mittlere Gesamt-Phosphorgehalt lag am Land zwischen 0,018 (Feld 3) und 0,034 % (Feld 1) und im Wasser zwischen 0,018 (Feld 3, 4 und 5) und 0,032 % (Feld 2).

Tab. 6: Parameter des Substrats und des Interstitialwassers auf den 6 Feldern; Probenahme im Februar 1998 (GV, C-, N- und P-Gehalt) bzw. Februar und September 1998 (TM, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, o-PO₄³⁻, SO₄²⁻), Mittelwerte ± Standardabweichung; Probenanzahl in Klammern (vgl. Tab. 3 und 4)

Parameter	Bereich	Feld 1 (Seddinsee)	Feld 2 (Seddinsee)	Feld 3 (Langer See)	Feld 4 (Langer See)	Feld 5 (Langer See)	Feld 6 (Havel)
Trockenmasse (TM)	Land	87,5 ± 1,9 (8)	83,0 ± 3,3 (30)	78,5 ± 8,2 (10)	82,5 ± 1,7 (10)	81,0 ± 7,6 (10)	80,3 ± 6,6 (26)
	Wasser	83,9 ± 4,2 (8)	84,3 ± 1,2 (30)	83,2 ± 0,7 (10)	83,1 ± 0,8 (10)	84,4 ± 0,9 (10)	81,0 ± 1,6 (26)
Glühverlust (GV)	Land	1,0 ± 0,7 (4)	0,9 ± 1,2 (20)	0,4 ± 0,2 (4)	0,9 ± 0,9 (4)	2,3 ± 4,1 (4)	0,7 ± 0,7 (20)
	Wasser	0,9 ± 0,5 (4)	0,3 ± 0,1 (20)	0,2 ± 0,1 (4)	0,2 ± 0,1 (4)	0,3 ± 0,2 (4)	0,5 ± 0,2 (20)
C-Gehalt	Land	0,36 ± 0,23 (4)	0,98 ± 1,46 (4)	0,15 ± 0,15 (4)	0,47 ± 0,45 (4)	1,29 ± 2,41 (4)	0,2 ± 0,13 (4)
	Wasser	0,47 ± 0,46 (4)	0,18 ± 0,13 (4)	0,08 ± 0,03 (4)	0,08 ± 0,02 (4)	0,08 ± 0,03 (4)	0,37 ± 0,17 (4)
N-Gehalt	Land	0,015 ± 0,009 (4)	0,032 ± 0,043 (4)	0,013 ± 0,012 (4)	0,026 ± 0,015 (4)	0,072 ± 0,09 (4)	0,019 ± 0,007 (4)
	Wasser	0,023 ± 0,022 (4)	0,005 ± 0,003 (4)	0,01 ± 0,008 (4)	0,017 ± 0,004 (4)	0,027 ± 0,012 (4)	0,025 ± 0,004 (4)
P-Gehalt	Land	0,034 ± 0,006 (4)	0,028 ± 0,018 (4)	0,018 ± 0,001 (4)	0,024 ± 0,006 (4)	0,021 ± 0,006 (4)	0,019 ± 0,003 (4)
	Wasser	0,022 ± 0,009 (4)	0,032 ± 0,005 (4)	0,018 ± 0,001 (4)	0,018 ± 0,003 (4)	0,018 ± 0,003 (4)	0,023 ± 0,005 (4)
<u>Interstitialwasser</u>							
NO ₃ ⁻ - N	Land	541 ± 212 (3)	442 ± 544 (26)	92 ± 51 (9)	165 ± 101 (10)	126 ± 66 (10)	142 ± 178 (26)
	Wasser	157 ± 107 (8)	130 ± 72 (29)	108 ± 90 (10)	61 ± 34 (8)	166 ± 182 (10)	91 ± 72 (26)
NO ₂ ⁻ - N	Land	46 ± 48 (3)	30 ± 24 (26)	38 ± 23 (9)	40 ± 46 (10)	48 ± 38 (10)	29 ± 25 (26)
	Wasser	21 ± 14 (8)	22 ± 10 (29)	26 ± 18 (10)	20 ± 10 (8)	32 ± 18 (10)	22 ± 26 (26)
NH ₄ ⁺ - N	Land	120 ± 82 (3)	129 ± 159 (26)	304 ± 327 (9)	149 ± 204 (10)	29 ± 46 (10)	320 ± 268 (26)
	Wasser	894 ± 597 (8)	378 ± 271 (29)	206 ± 213 (10)	595 ± 679 (8)	190 ± 193 (10)	1424 ± 777 (26)
o-PO ₄ ³⁻ - P	Land	n.n. (3)	3 ± 8 (26)	17 ± 50 (9)	14 ± 17 (10)	10 ± 15 (10)	26 ± 114 (26)
	Wasser	20 ± 29 (8)	3 ± 6 (29)	25 ± 46 (10)	79 ± 143 (8)	3 ± 4 (10)	55 ± 163 (26)
SO ₄ ²⁻	Land	186,2 ± 100,3 (3)	132,7 ± 98,6 (26)	162,6 ± 98,0 (9)	213,7 ± 163,8 (10)	103,6 ± 57,2 (10)	250,2 ± 143,6 (26)
	Wasser	134,9 ± 33,1 (8)	140,3 ± 39,2 (29)	113,0 ± 32,1 (10)	96,8 ± 54,1 (8)	139,9 ± 28,2 (10)	60,6 ± 62,5 (26)

Dementsprechend waren die mittleren Gesamt-Kohlenstoff- und Gesamt-Stickstoffgehalte des Substrats am Land geringfügig höher als im Wasser, während die mittleren Gesamt-Phosphorgehalte an beiden Standortbereichen annähernd gleich waren (Tab. 6). Beim Vergleich der Felder zeigten sich beträchtliche Unterschiede in den Mittelwerten für Gesamt-C, -N und -P, die aber auf Grund der hohen Standardabweichungen nicht signifikant waren. Die höchsten mittleren Werte wurden meist auf Feld 5 bestimmt, die geringsten Werte hauptsächlich auf Feld 3.

Am Land lag im Interstitialwasser die mittlere Konzentration von Nitrat- N meist höher als die Ammonium- N Konzentration NO_3^- (Tab. 6): 92 (Feld 3) bis 541 $\mu\text{g N/l}$ (Feld 1); NH_4^+ : 29 (Feld 5) bis 320 $\mu\text{g N/l}$ (Feld 6). Im Wasser war das Verhältnis umgekehrt NO_3^- : 61 (Feld 4) bis 166 $\mu\text{g N/l}$ (Feld 5); NH_4^+ : 190 (Feld 5) bis 1424 $\mu\text{g N/l}$ (Feld 6). Die mittleren Nitrit- N Konzentrationen waren vergleichsweise gering - Land: 29 (Feld 6) bis 48 $\mu\text{g N/l}$ (Feld 5); Wasser: 20 (Feld 4) bis 32 $\mu\text{g N/l}$ (Feld 5).

Die mittlere ortho-Phosphat-P Konzentration im Interstitialwasser der einzelnen Pflanzfelder war durchgängig gering (Tab. 6). Die Werte reichten am Land von 0 (Feld 1, nicht nachweisbar) bis 26 $\mu\text{g P/l}$ (Feld 6) und im Wasser von 3 (Feld 2 und 5) bis 79 $\mu\text{g P/l}$ (Feld 4).

In den Interstitialwasserproben am Land war die Summe der Stickstoffkomponenten im Februar geringfügig höher als im September (Abb. 4). Im Wasser war diese Summe auf den Feldern 1, 2, 3 und 5 an beiden Messterminen annähernd gleich. Auf den Feldern 4 und 6 konnte hingegen im September ein erheblich höherer Summenwert gemessen werden.

Die mittlere Konzentration von ortho-Phosphat-P im Interstitialwasser war im Februar auf allen Feldern deutlich geringer als im September (Abb. 5).

Die starken Unterschiede in den Nährstoffkonzentrationen (Stickstoff und Phosphat) des Interstitialwassers einzelner Proben vom gleichen Feld lassen keine statistisch gesicherte Unterscheidung zwischen den Feldern zu. Die Felder 3 und 5 wiesen aber im Vergleich zu den andern Feldern eine weit geringere mittlere Nährstoffkonzentration auf. Auf der anderen Seite zeigte Feld 6 deutlich höhere Gehalte an Nährstoffen im Interstitialwasser als die anderen Pflanzfelder (Abb. 4 und 5). Insgesamt konnte auch festgestellt werden, dass die Nährstoffgehalte des Interstitialwassers im Wasser auf den meisten Feldern höher lagen als am Land.

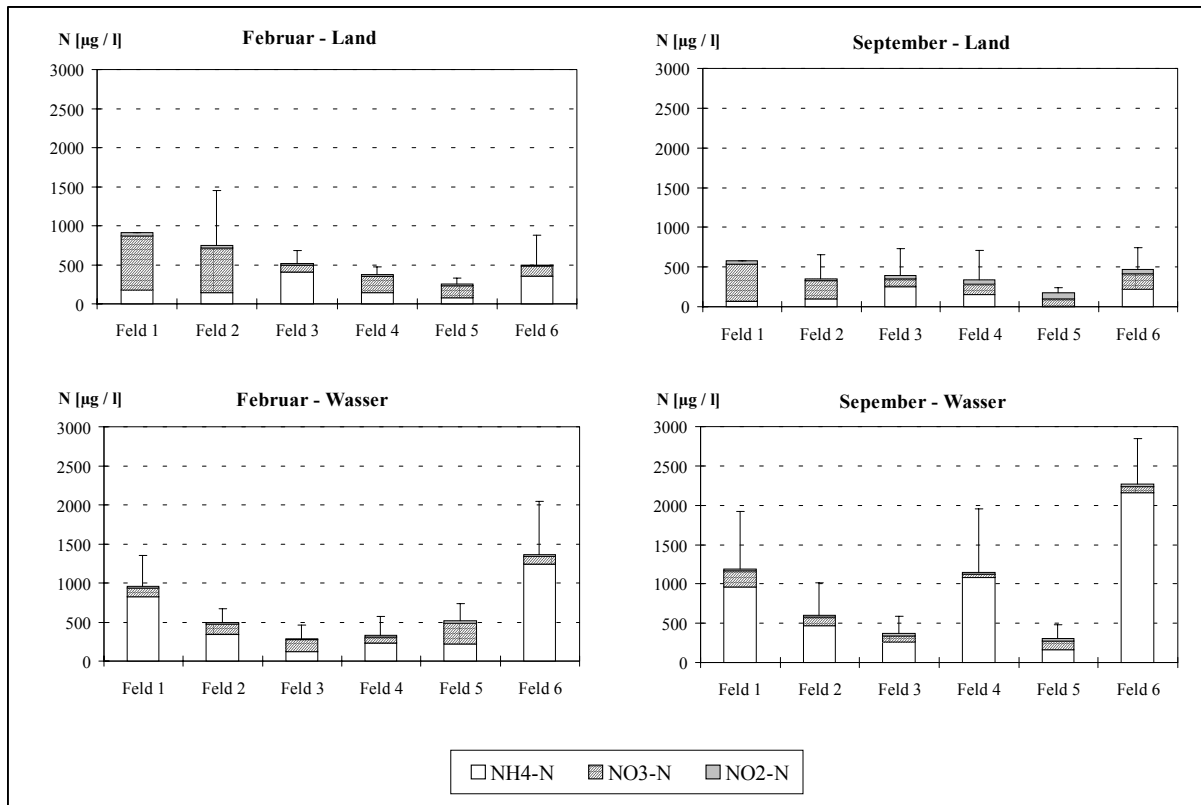


Abb. 4: Ammonium-, Nitrat- und Nitrit- N Konzentrationen im Interstitialwasser 1998, zusammengefasste Daten der Substratschichten 0-10 cm und 10-20 cm, Mittelwerte und Standardabweichungen (Standardabweichung bezogen auf Gesamt-N); Anzahl der Proben siehe Tab. 4

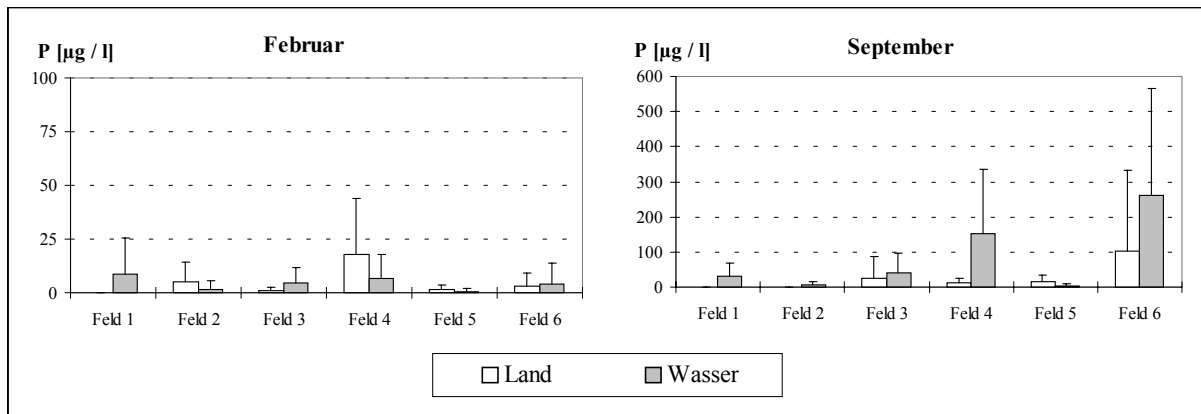


Abb. 5: o-Phosphat- P Konzentrationen im Interstitialwasser 1998, zusammengefasste Daten der Substratschichten 0-10 cm und 10-20 cm, (Skaleneinteilung unterschiedlich!), Mittelwerte und Standardabweichungen; Anzahl der Proben siehe Tab. 4

Neben dem Interstitialwasser können die Schilfpflanzen im Wasser auch Nährstoffe aus dem Freiwasser aufnehmen. Im Februar konnten dort erheblich höhere N-Konzentrationen gemessen werden als im September (Tab. 7). Dabei lag der Stickstoff im Freiwasser hauptsächlich als Nitrat vor. Während im Februar an den Feldern 1 bis 5 vergleichbare N-Konzentrationen gemessen wurden, lagen die Werte im Freiwasser von Feld 6 deutlich höher.

Im September waren die N-Konzentrationen an den Feldern 1, 2 und 6 vergleichbar und lagen deutlich über den Werten, die im Freiwasser der Felder 3, 4 und 5 ermittelt wurden (Tab. 7).

Tab. 7: Nitrat-, Nitrit- und Ammonium- N sowie ortho-Phosphat- P im Freiwasser vor den Feldern 1998, Einzelwerte und Mittelwerte der Proben, n.n.=nicht nachweisbar

		Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 4	Feld 5	Feld 6
<u>Februar</u>							
NO ₃ ⁻ - N [µg / l]	Probe 1	979,0	848,6	1219,6	800,8	999,9	2013,4
	Probe 2	1169,5	1358,3	1110,7	1063,9	853,5	2182,0
	Mittelwert	1074,3	1103,4	1165,1	932,4	926,7	2097,7
NO ₂ ⁻ - N [µg / l]	Probe 1	7,3	8,1	17,8	20,8	15,5	28,6
	Probe 2	12,6	25,2	13,8	22,2	18,1	39,8
	Mittelwert	10,0	16,6	15,8	21,5	16,8	34,2
NH ₄ ⁺ - N [µg / l]	Probe 1	124,2	170,8	n.n.	93,2	124,2	279,5
	Probe 2	93,2	n.n.	85,4	n.n.	69,9	232,9
	Mittelwert	108,7	85,4	42,7	46,6	97,1	256,2
o-PO ₄ ³⁻ - P [µg / l]	Probe 1	3,1	n.n.	n.n.	1,3	n.n.	n.n.
	Probe 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	12,1	n.n.
	Mittelwert	1,5	n.n.	n.n.	0,7	6,0	n.n.
<u>September</u>							
NO ₃ ⁻ - N [µg / l]	Probe 1	219,2	124,3	5,2	3,6	2,9	59,7
	Probe 2	231,2	160,7	5,2	6,1	2,7	216,7
	Mittelwert	225,2	142,5	5,2	4,9	2,8	138,2
NO ₂ ⁻ - N [µg / l]	Probe 1	12,2	n.n.	n.n.	11,6	10	4,0
	Probe 2	9,1	16,1	4,3	25,2	16,1	13,4
	Mittelwert	10,6	8,1	2,1	18,4	13,1	8,7
NH ₄ ⁺ - N [µg / l]	Probe 1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	38,8
	Probe 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Mittelwert	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	19,4
o-PO ₄ ³⁻ - P [µg / l]	Probe 1	27,7	50,9	154,0	100,5	119,4	n.n.
	Probe 2	66,6	56,8	144,9	n.n.	156,6	305,4
	Mittelwert	47,2	53,8	149,4	50,3	138,0	152,7

Die mittleren Gehalte an ortho-Phosphat- P in den Freiwasserproben lagen im Februar deutlich unter den Werten vom September (Tab. 7). Im Februar war die ortho-Phosphatkonzentration im Freiwasser sehr gering (Felder 1, 4 und 5) bzw. lag unter der Nachweisgrenze (Felder 2, 3 und 6). Im September wurden vor den Feldern 3, 5 und 6 höhere ortho-Phosphat Werte bestimmt als vor den Feldern 1, 2 und 5.

Im Freiwasser lag im Februar die Summe von Nitrat, Nitrit und Ammonium im Vergleich zum Interstitialwasser deutlich höher, während sie im September geringer war (Abb. 4 und Tab. 7). Die ortho-Phosphatkonzentrationen lagen im Februar im Interstitialwasser leicht über den Werten des Freiwassers. Im September wurden hingegen bei den

meisten Feldern im Freiwasser höhere ortho-Phosphat Werte gemessen als im Interstitialwasser.

Zur Charakterisierung der Nährstoffverhältnisse in den Oberflächengewässern konnten weiterhin Daten der Jahre 1997, 1998 und 1999, die im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Abt. VIII E) erhoben wurde, herangezogen werden. Aus dem umfangreichen Messprogramm des Senats für die Berliner Gewässer wurden die Ergebnisse der Messpunkte ausgewählt, die in der Nähe der jeweiligen Pflanzfelder lagen: Seddinsee (Feld 1 und 2) - Messpunkt Seddinwall (220); Langer See (Feld 3, 4 und 5) - Messpunkt Dahme, Bammelecke (225); Havel (Feld 6) - Messpunkt Krughorn (LAWA) (345). Die Messungen erfolgten in den Monaten März bis September 14tägig, sonst monatlich.

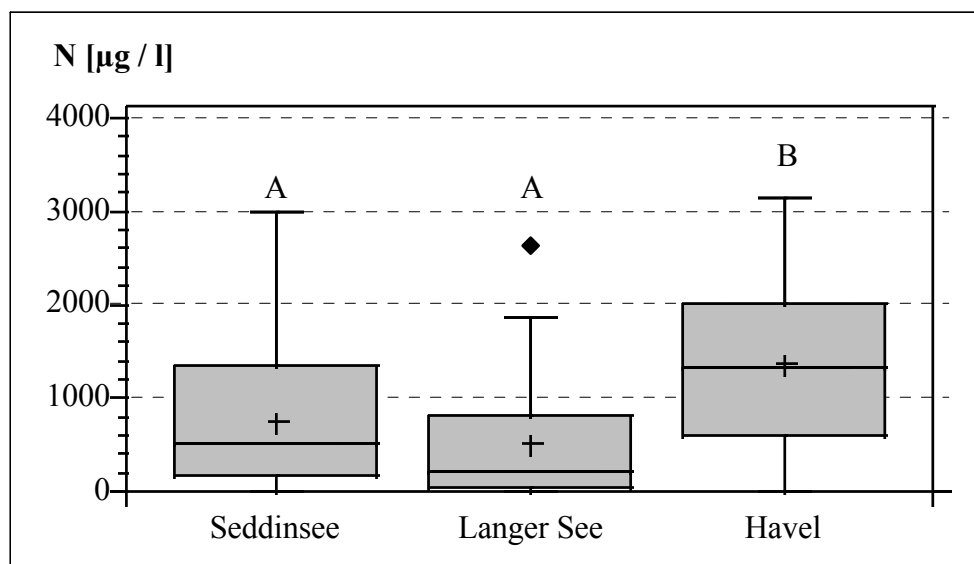


Abb. 6: Summe der Ammonium-, Nitrit- und Nitrat- N Konzentrationen im Freiwasser (0,5 m) in der Nähe der Felder; zusammengefasste Daten der Jahresverläufe 1997, 1998 und 1999 (Seddinsee: n=59, Langer See: n=61; Havel: n=62); Box and Whiskers Plot (vgl. 2.5 MATERIAL UND METHODEN): Median, 1. und 3. Quartil, Mittelwert (gekennzeichnet mit +); Test auf signifikante Unterschiede: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Boxen ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p > 0,05$)

In der Summe der Stickstoffkomponenten Nitrat-, Nitrit- und Ammonium- N konnten die Werte der Jahre 1997, 1998 und 1999 zusammengefasst werden, da keine signifikanten Unterschiede bestanden (Kruskal-Wallis Test). Die Unterschiede zwischen den Standorten bestätigten die Ergebnisse aus den eigenen Messwerten für das Interstitial- und das Freiwasser: die signifikant höchsten N-Konzentrationen wurden in der Havel gemessen (Abb. 6). Die Werte im Seddinsee lagen geringfügig höher als im Langer See. An der Summe der Stickstoffkomponenten hatte Nitrat- N den größten Anteil (im Mittelwert: Seddinsee

89 %, Langer See 85 %, Havel 78 %).

Für die ortho-Phosphat-P Konzentrationen konnten ebenfalls die Werte der Jahre 1997, 1998 und 1999 zusammengefasst werden, da keine signifikanten Unterschiede bestanden (Kruskal-Wallis Test). Der statistische Vergleich ergab, dass in der Havel die ortho-Phosphat-P Konzentration signifikant höher lag als im Seddinsee und im Langer See (Abb. 7). Die Unterschiede zwischen den beiden letzten Gewässern waren nur gering.

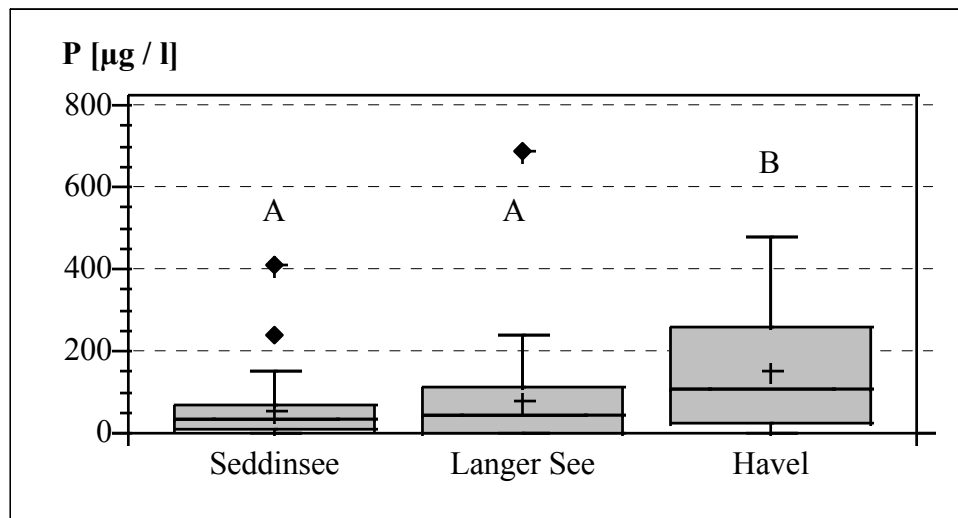


Abb. 7: o-Phosphat-P Konzentrationen im Freiwasser (0,5 m) in der Nähe der Felder; zusammengefasste Daten der Jahresverläufe 1997, 1998 und 1999 (Seddinsee: n=59, Langer See: n=61; Havel: n=62); Box and Whiskers Plot (vgl. 2.5 MATERIAL UND METHODEN): Median, 1. und 3. Quartil, Mittelwert (gekennzeichnet mit +); Test auf signifikante Unterschiede: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Boxen ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p > 0,05$)

3.2. Entwicklung von zehn Schilfklonen nach Anpflanzung auf verschiedenen Pflanzfeldern

3.2.1. Saisonale Entwicklung, Morphometrie und Bestandsstruktur der Schilfklone

3.2.1.1 Ausbreitung auf den Pflanzfeldern

Nach der Anpflanzung im Juni / Juli 1995 begannen die einzelnen Klone die freien Flächen zu besiedeln. Alle Schilfklone wuchsen gut an, Ausfälle wurden nicht beobachtet.

Tab. 8: Rangfolge der Schilfklone in der gesamten Ausbreitung (Land und Wasser) zum Ende der Vegetationsperiode (September) 1999

Rangfolge	Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 4	Feld 5	Feld 6
1 (beste Ausbreitung)	HAVEL2	SEDDIN1	RIES1	SEDDIN3	PAR1 RIES1 SEDDIN1	RIES1 SEDDIN4
2	SEDDIN2	MÜGG SEDDIN4	SEDDIN1	SEDDIN2		
3	PAR1 SEDDIN3		HAVEL3.1 SEDDIN3	SEDDIN1		HAVEL2 MÜGG PAR1 SEDDIN2
4		SEDDIN2		SEDDIN4	HAVEL2 HAVEL3.1 SEDDIN2 SEDDIN4	
5	MÜGG SEDDIN4	HAVEL3.1 MÜGG-kl.	MÜGG SEDDIN2	HAVEL2 HAVEL3.1 MÜGG-kl. RIES1		
6						
7	SEDDIN1	RIES1	HAVEL2			HAVEL3.1 SEDDIN3
8	RIES1 MÜGG-kl.	HAVEL2 SEDDIN3	PAR1 SEDDIN4		MÜGG	
9				MÜGG	SEDDIN3	SEDDIN1
10 (schlechteste Ausbreitung)	HAVEL3.1	PAR1	MÜGG-kl.	PAR1	MÜGG-kl.	MÜGG-kl.

Zum Ende der Vegetationsperiode 1999 zeigten die Schilfklone keine klare Rangfolge hinsichtlich der Ausbreitung auf den Pflanzfeldern (Tab. 8). Die geringste Ausbreitung ließ sich jedoch meist beim Klon MÜGG-klein erkennen.

Die statistische Auswertung wurde für den überfluteten Bereich der Pflanzung (Wasser) und den nicht überfluteten Bereich (Land) getrennt durchgeführt, um entsprechende Unterschiede im Ausbreitungsverhalten der Schilfklone aufdecken zu können (Abb. 8).

Bei allen Schilfklonen konnte im Wasser eine erheblich stärkere Ausbreitung als am Land festgestellt werden (Abb. 8).

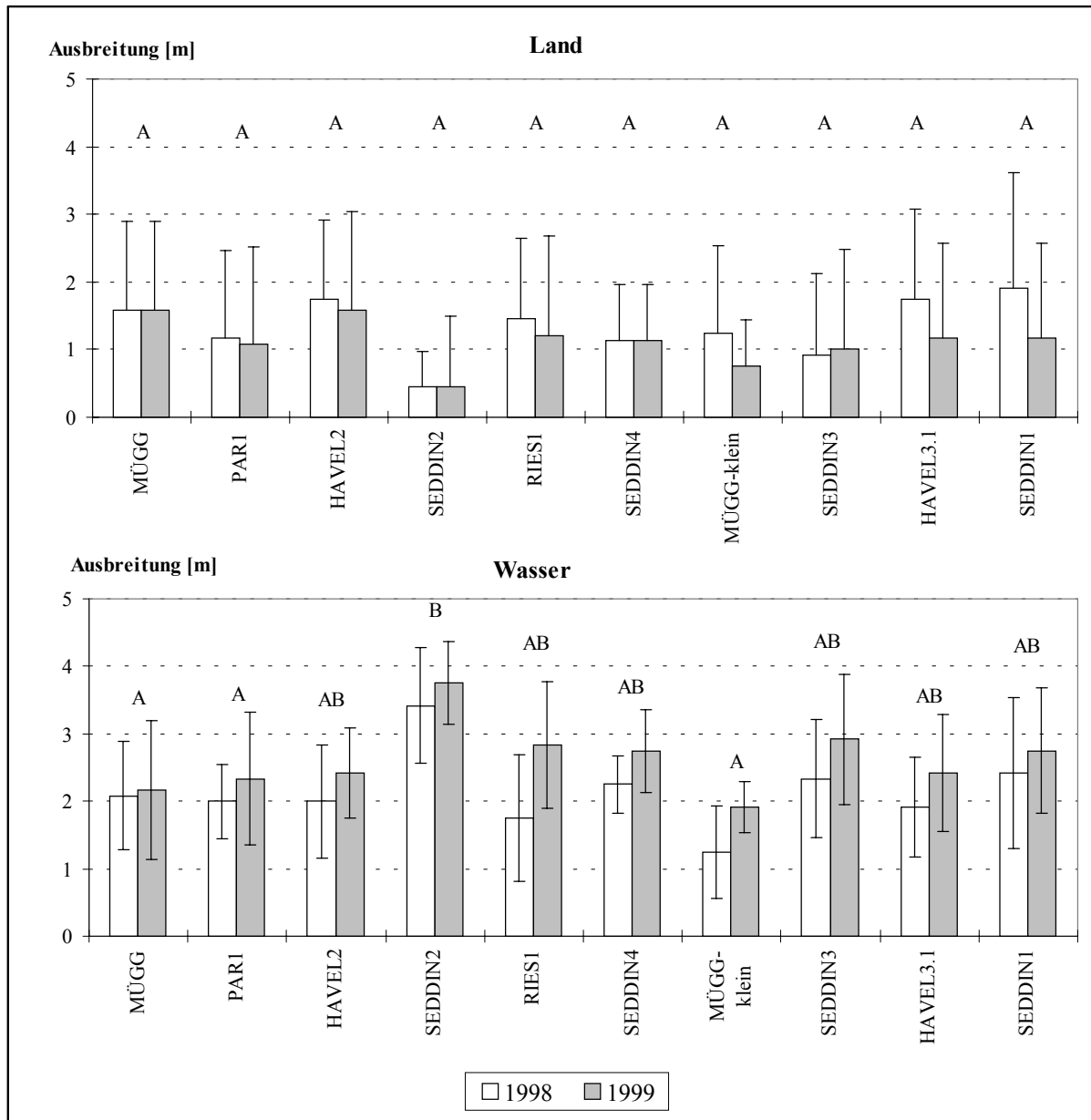


Abb. 8: Ausbreitung der Schilfklone zum Ende der Vegetationsperiode (Sep.) 1998 und 1999 (Mittelwerte \pm Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Felder, $n=6$), Test auf signifikante Unterschiede im Jahr 1999: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$); Die Ausbreitung am Land entspricht der Differenz zwischen aktueller Bestandsweite und ursprünglicher Pflanzbreite.

Der Mittelwert des Vorwuchses ins Wasser war beim Klon SEDDIN2 am höchsten,

wogegen die Klone MÜGG, PAR1 und MÜGG-klein den geringsten Vorwuchs zeigten. Der Unterschied zwischen dem Klon SEDDIN2 und den genannten Klonen ist auch statistisch gesichert.

Am Land zeigten sich keine signifikanten Unterschiede in der mittleren Ausbreitung der einzelnen Klone. Der Mittelwert für den Klon SEDDIN2 ist jedoch besonders niedrig (Abb. 8).

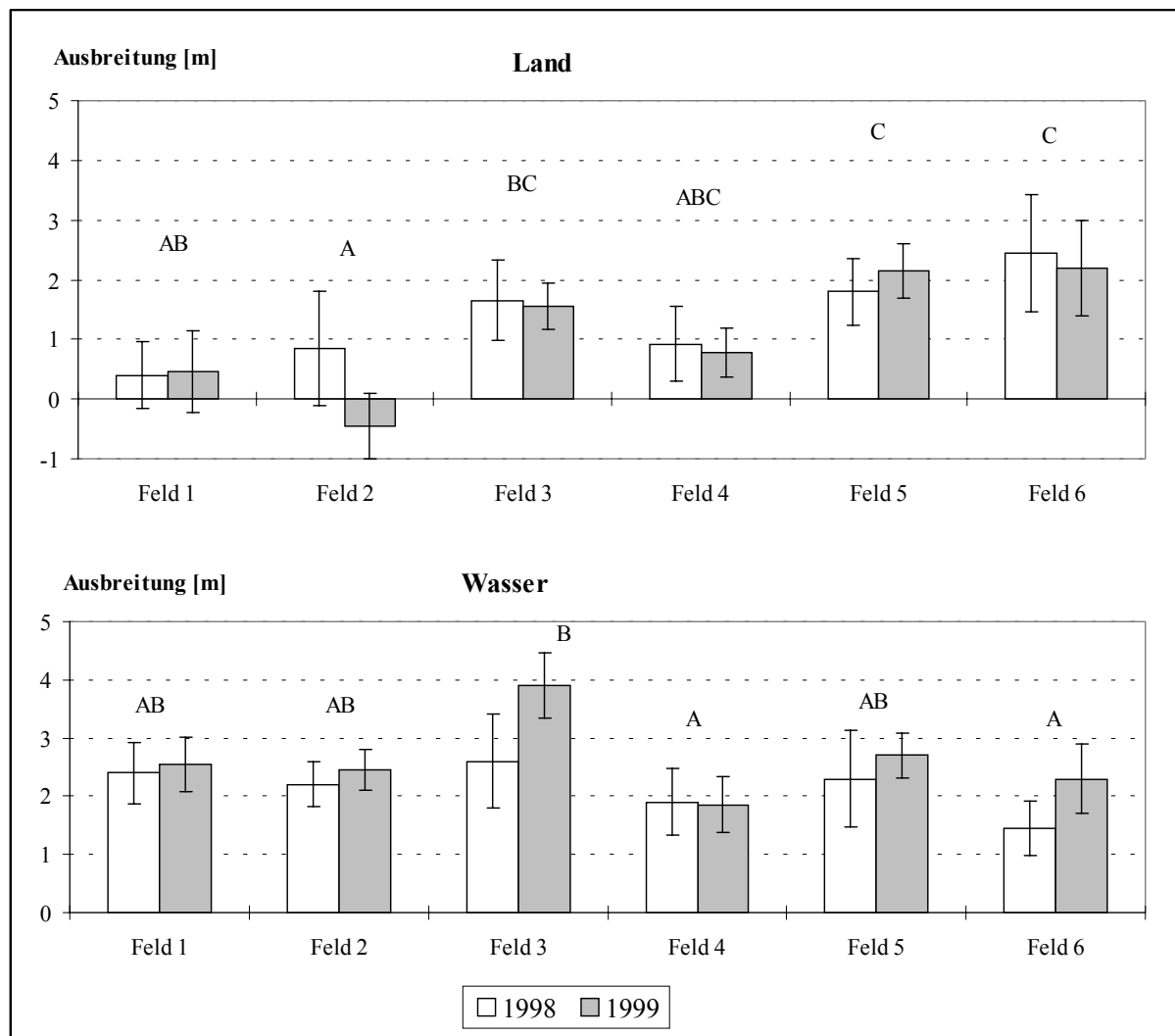


Abb. 9: Ausbreitung der Schilfklone auf den einzelnen Feldern zum Ende der Vegetationsperiode (Sep.) 1998 und 1999; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Klone ($n=10$), Test auf signifikante Unterschiede im Jahr 1999: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Felder ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$); Die Ausbreitung am Land entspricht der Differenz zwischen aktueller Bestandsweite und ursprünglicher Pflanzbreite.

Bei allen Klonen kam es zu einer Zunahme der mittleren Bestandsweite im überstauten Bereich von 1998 (drei Jahre nach Pflanzung) zu 1999. Diese Zunahme war bei allen Klonen relativ gering (Abb. 8), am größten war sie bei RIES1. Am Land hingegen konnte bei fast

allen Klonen eine Abnahme der mittleren Bestandsweite festgestellt werden.

Die Felder unterschieden sich z. T. sehr stark und z. T. signifikant hinsichtlich der mittleren Bestandsweite im überstauten Bereich (Abb. 9). Zum Ende der Vegetationsperiode 1999 zeigte sich auf Feld 3 die höchste Ausbreitung ins Wasser, während auf den Feldern 4 und 6 die geringsten Vorwuchsleistungen realisiert wurden. Am Land war auf Feld 2 der Rückgang der Bestandsweite so stark, dass 1999 die Weite der ursprünglichen Pflanzung unterschritten wurde (negativer Wert). Dagegen kam es auf den Feldern 5 und 6 zu einer starken Ausweitung des Bestands im nichtüberstauten Bereich.

Der bereits am Mittelwert für die Klonen dargestellte Vorwuchs ins Wasser von 1998 bis 1999 fand an allen Feldern mit Ausnahme von Feld 4 statt. Er war am stärksten am Feld 3 (Abb. 9).

Der Vorwuchs scheint nicht allein durch die Wassertiefe begrenzt zu sein; er wurde noch am Feld 5 festgestellt, bei dem die maximal erreichte Wassertiefe bereits 0,8 m betrug. Dagegen erreichte der überstaute Bestand bei Feld 4 nur eine Wassertiefe von 0,5 m (Abb. 10), obwohl hier zwischen 1998 und 1999 keine Erweiterung mehr festgestellt wurde (Abb. 9).

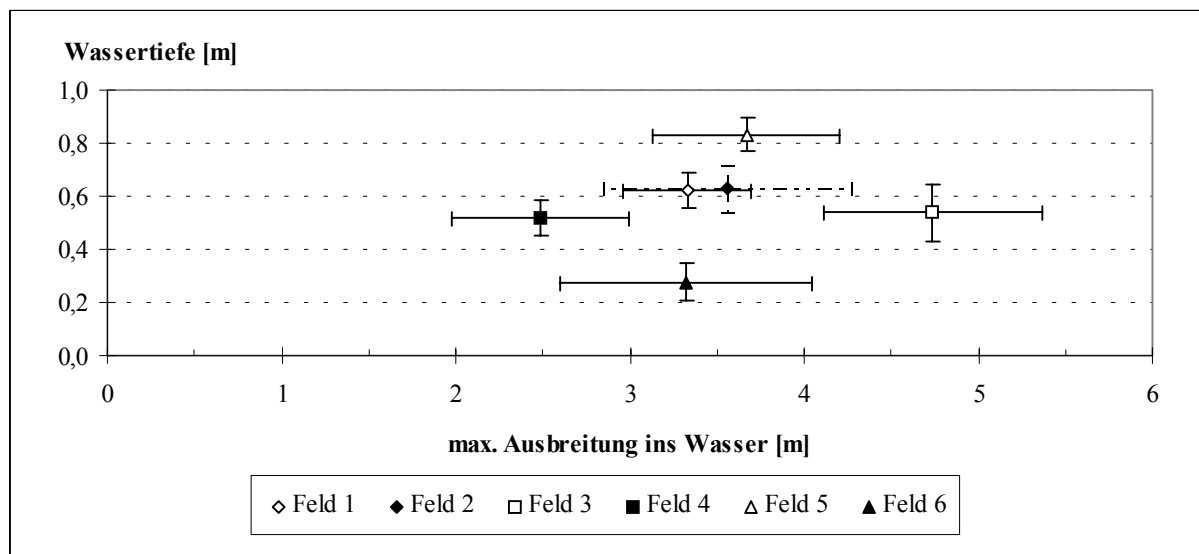


Abb. 10: Maximale Ausbreitung ins Wasser und die dabei erreichten Wassertiefe zum Ende der Vegetationsperiode (Sep.) 1999 auf den einzelnen Feldern; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Klone ($n=10$)

3.2.1.2 Halmlängen im Jahresverlauf

Die Entwicklung der mittleren Halmlängen der einzelnen Klone wurde für die Bereiche Land und Wasser 1998 und 1999 untersucht. Allgemein nahmen die mittleren Halmlängen bis Mitte Juni deutlich zu. Nach diesem Zeitraum konnten nur noch geringe Zuwächse gemessen werden (Abb. 11).

Wie bereits an anderer Stelle mit einem größeren Umfang an Daten gezeigt (ZEMPLIN et al. 2000, ANHANG) wird eine gute Beschreibung der Entwicklung der mittleren Halmlängen (HL) durch Verwendung des logistischen Wachstumsmodells erreicht, wenn anstelle der Zeit die Temperatursumme (Integral aus Wachstumsdauer und Tagesmitteltemperatur) eingesetzt wird.

$$HL = \frac{HL_{Max}}{1 + \left(\frac{HL_{Max}}{HL_0} - 1 \right) * e^{-\mu_{Temp} * TS}} \quad (1)$$

Obwohl für den Vergleich der Klone und Pflanzfelder nur wenige Probeterminale ausgewertet werden konnten und die Absolutwerte für die Halmlängen auf den einzelnen Untersuchungsfeldern sehr unterschiedlich waren, wurden die Zeitverläufe nach diesem Verfahren ausgewertet, um die temperaturgewichtete mittlere Wachstumsrate für die einzelnen Klone im überstauten und nichtüberstauten Bereich der Versuchsfelder zu ermitteln. Die Grundlage für die entsprechenden Wachstumskurven (Abb. 12) bilden die Daten, welche an allen Pflanzfeldern in den zwei Untersuchungsjahren gewonnen wurden (Abb. 11). Die einzelnen Datenpunkte entsprechen den Mittelwerten von 25 zufällig entnommenen Halmen von jedem Feld. Primär- und Sekundärhalme wurden nicht unterschieden.

Folgende Werte wurden aus Gleichung (1) berechnet:

- HL_{Max} : Halmlänge bei Beendigung des Längenwachstums [cm]
- HL_0 : anfängliche Halmlänge [cm]
- μ_{Temp} : temperaturgewichtete Wachstumsrate [$^{\circ}C^{-1} d^{-1}$]

Als Beginn der Summierung der Tagesmitteltemperaturen wurde der 1. März des jeweiligen Jahres festgelegt. Zu diesem Zeitpunkt erreichten im allgemeinen die Temperaturen die für das Schilfwachstum notwendigen Werte, die in den Literaturangaben im

Bereich zwischen 6-9 °C (NIKOLAJEVSKJ 1971) und 8-10 °C (JORGA & WEISE 1981) liegen.

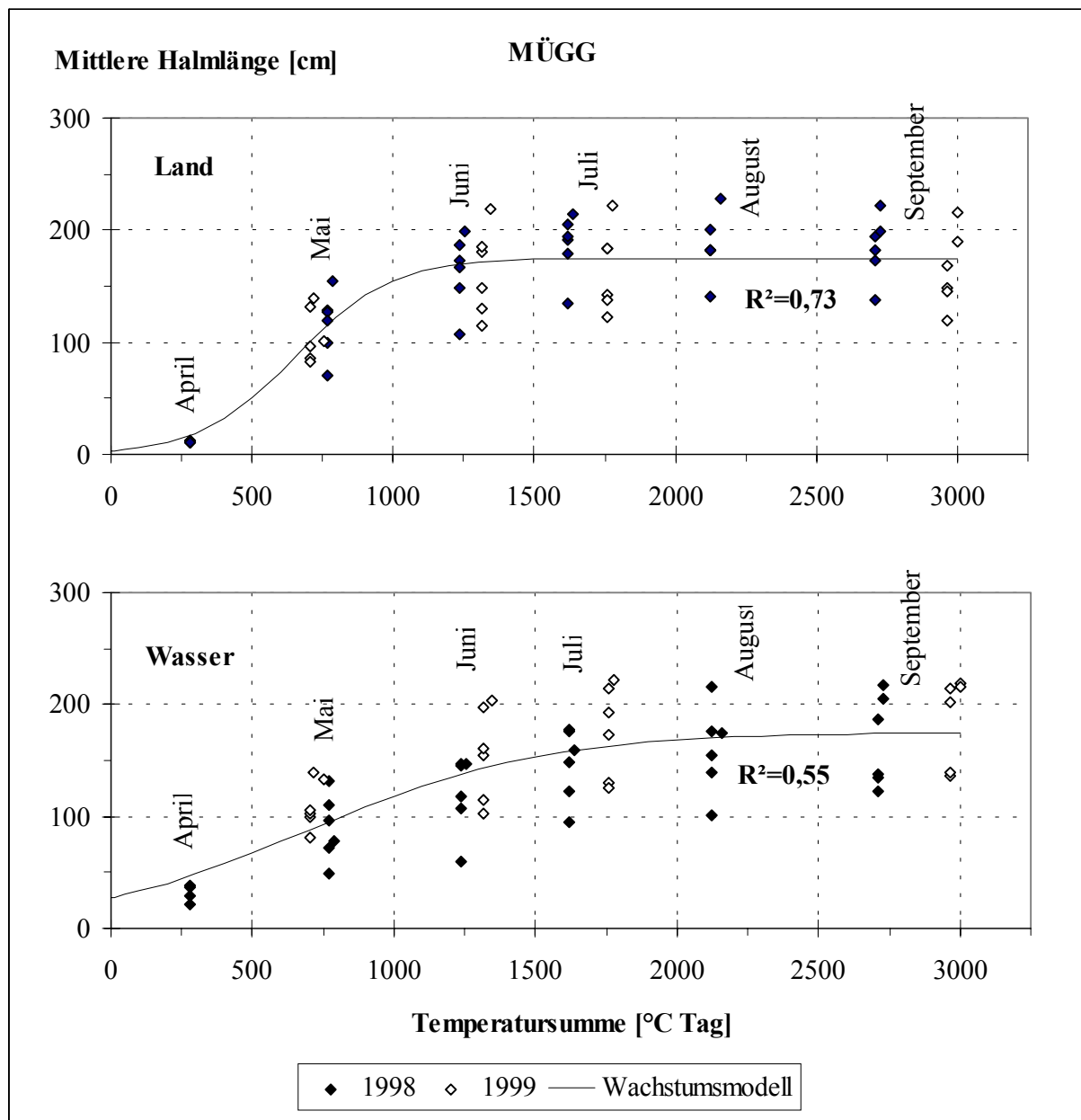


Abb. 11: Halmlängen in den Jahren 1998 und 1999 in Abhängigkeit von der Temperatursumme zum jeweiligen Zeitpunkt für den Klon MÜGG, Mittelwerte der einzelnen Felder ($n=25$) und logistisches Wachstumsmodell (Modellparameter siehe Tab. 9)

Auf eine Kennzeichnung der einzelnen Felder in Abb. 11 wurde verzichtet, da der grundsätzliche Zeitverlauf auf allen Feldern ähnlich war. Die große Variabilität der Messpunkte an den einzelnen Probenahmeterminen beruht auf der Unterschiedlichkeit der Felder hinsichtlich der Absolutwerte.

Aus Abb. 11 geht hervor, dass während der Phase des annähernd exponentiellen Wachstums nur wenige Datenpunkte zur Verfügung standen, während die stationäre

Wachstumsphase durch einen langen Zeitraum mit 3 bis 5 Probenahmen gut repräsentiert ist. Daher sind die Werte für die maximale Halmlänge genauer als die Werte für die anfängliche Halmlänge und die Wachstumsrate.

Tab. 9: Modellparameter der logistischen Wachstumsmodelle der mittleren Halmlängen (Abb. 11 und 12), berechnet aus den Mittelwerten der einzelnen Felder (n=25) der Jahre 1998 und 1999; errechnete Werte \pm 95 % Konfidenzintervalle

Klon	Bereich	anfängliche Halmlänge (HL ₀) [cm]	maximale Halmlänge (HL _{Max}) [cm]	Wachstumsrate (μ_{Temp}) [$\cdot 10^{-3} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1} \text{ d}^{-1}$]	Bestimmtheitsmaß (R ²)
MÜGG	Land	3,5 \pm 8,7	174,9 \pm 9,8	6,0 \pm 3,4	0,73
	Wasser	27,4 \pm 24,7	175,2 \pm 18,9	2,4 \pm 1,3	0,55
PAR1	Land	7,6 \pm 15,6	174,6 \pm 12,1	4,7 \pm 3,0	0,63
	Wasser	19,2 \pm 17,4	171,2 \pm 14,1	2,8 \pm 1,2	0,53
HAVEL2	Land	7,1 \pm 12,1	204,2 \pm 9,6	5,5 \pm 2,5	0,75
	Wasser	21,1 \pm 18,5	180,5 \pm 10,7	3,5 \pm 1,5	0,7
SEDDIN2	Land	4,1 \pm 10,7	199,2 \pm 12,1	5,8 \pm 3,7	0,71
	Wasser	21,7 \pm 17,0	215,3 \pm 11,1	3,5 \pm 1,2	0,78
RIES1	Land	4,2 \pm 12,1	166,4 \pm 10,1	5,7 \pm 4,1	0,63
	Wasser	22,4 \pm 26,7	173,3 \pm 18,0	2,9 \pm 1,8	0,53
SEDDIN4	Land	3,7 \pm 7,4	192,6 \pm 8,7	5,9 \pm 2,8	0,82
	Wasser	17,4 \pm 14,9	202,6 \pm 11,6	3,5 \pm 1,3	0,78
MÜGG-klein	Land	6,1 \pm 11,1	153,0 \pm 9,4	4,7 \pm 2,6	0,7
	Wasser	20,0 \pm 22,0	126,5 \pm 14,3	2,4 \pm 1,6	0,51
SEDDIN3	Land	4,9 \pm 12,9	188,7 \pm 11,1	5,5 \pm 3,7	0,68
	Wasser	16,3 \pm 17,3	199,0 \pm 12,5	3,7 \pm 1,6	0,73
HAVEL3.1	Land	8,9 \pm 17,8	198,0 \pm 11,7	4,9 \pm 2,9	0,66
	Wasser	27,0 \pm 21,5	169,3 \pm 12,9	2,9 \pm 1,4	0,64
SEDDIN1	Land	11,0 \pm 9,0	188,5 \pm 7,3	3,9 \pm 1,1	0,88
	Wasser	20,0 \pm 19,8	188,0 \pm 15,0	3,0 \pm 1,4	0,67

Betrachtet man die für die einzelnen Klone im Wasser und am Land ermittelten Zeit / Temperaturfunktionen der Halmlänge (Abb. 12), fällt auf, dass in allen Fällen der Endwert am Land schneller erreicht wurde als im Wasser. Dementsprechend sind die temperaturgewichteten Wachstumsraten (μ_{Temp}) am Land höher. Da in beiden Fällen die am Land höhere Lufttemperatur zugrunde gelegt wurde, ist dies nicht verwunderlich. Die für jeden Schilfklone bestimmten Werte, getrennt nach den beiden Bereichen Land und Wasser, sind in der Tabelle 9 aufgeführt.

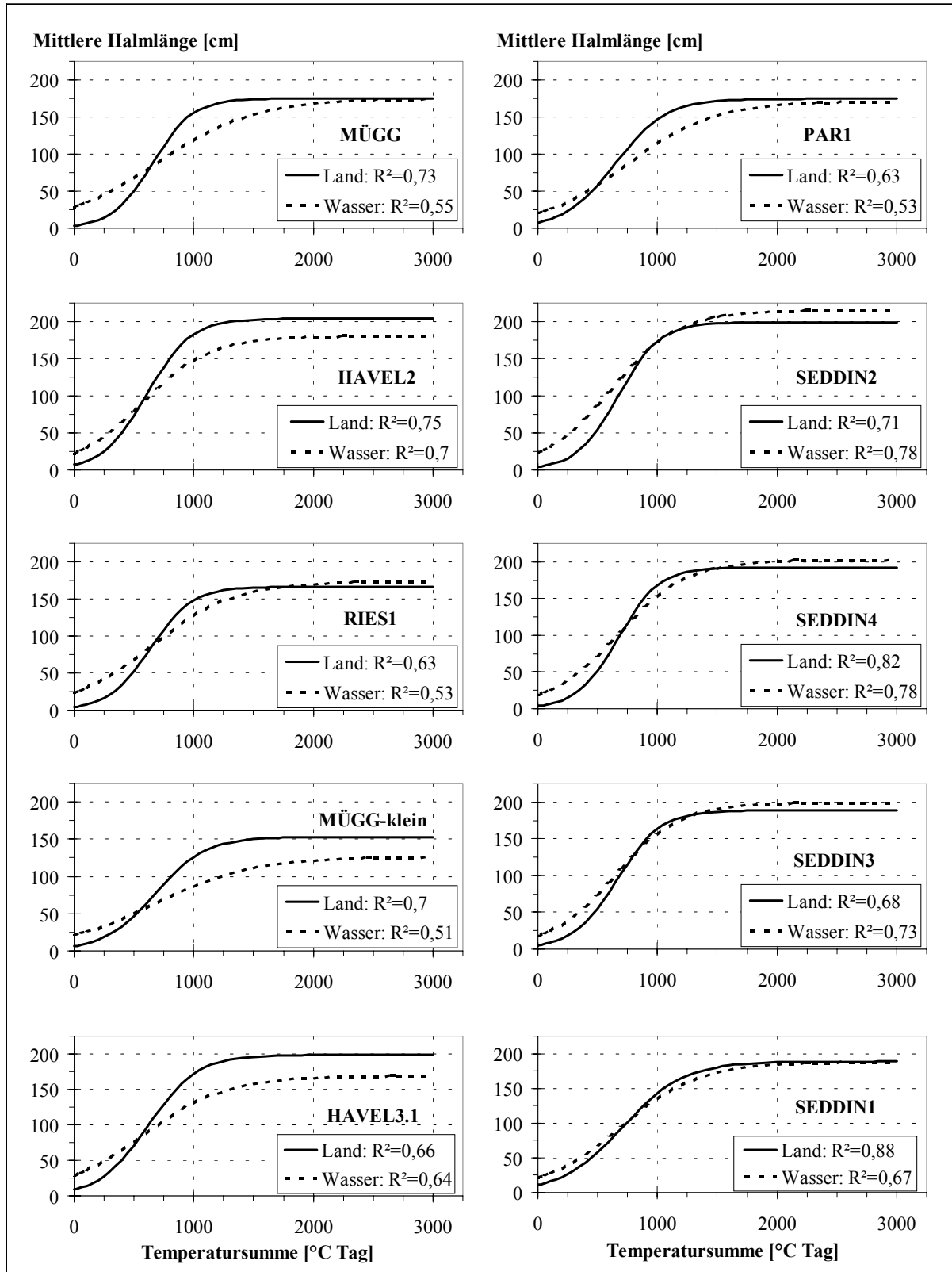


Abb. 12: Logistisches Wachstumsmodell der mittleren Halmlängen in Abhängigkeit von der Temperatursumme zum jeweiligen Zeitpunkt, berechnet aus den Mittelwerten der einzelnen Felder ($n=25$) der Jahre 1998 und 1999, Bestimmtheitsmaß (R^2) des Modells in der jeweiligen Legende, Modellparameter siehe Tab. 9

Die berechnete anfängliche Halmlänge (HL_0) kann in diesem Modell mit der mittleren Länge der ruhenden Schosser gleichgesetzt werden. Es zeigte sich, dass die Unterschiede zwischen den Bereichen Land und Wasser relativ groß waren, während sich die einzelnen Klone in der anfängliche Halmlänge weniger unterschieden (Tab. 9, Abb. 12). Die Kurven spiegeln dementsprechend die Tatsache wider, dass im Winter die Schosserlängen im Wasser wesentlich größer sind als am Land.

Für die Halmlängen bei der Beendigung des Längenwachstums (maximale Halmlänge, HL_{Max}) wurden für die meisten Klone im Wasser höhere bzw. mit dem Land vergleichbare Werte errechnet. Im Gegensatz dazu lagen sie bei HAVEL2, HAVEL3.1 und MÜGG-klein am Land höher (Tab. 9, Abb. 12).

Die Bestimmtheitsmaße (R^2) der logistischen Wachstumsmodelle erreichten am Land meist bessere Werte als im Wasser (Tab. 9). Sie reichten am Land von 0,63 (PAR1, RIES) bis 0,88 (SEDDIN1). Im Wasser lagen die R^2 -Werte zwischen 0,51 (MÜGG-klein) und 0,78 (SEDDIN2 und SEDDIN4).

3.2.1.3 Veränderung der Halmdichten im Jahresverlauf

Zusätzlich zu den Jahren 1998 und 1999 standen für den nichtüberstauten Teil der Felder Daten aus den Jahren 1996 und 1997 zur Verfügung, die von Dr. KÜHL zur Verfügung gestellt wurden. Die Bestände im überstauten Bereich waren in diesen Jahren noch nicht ausreichend entwickelt.

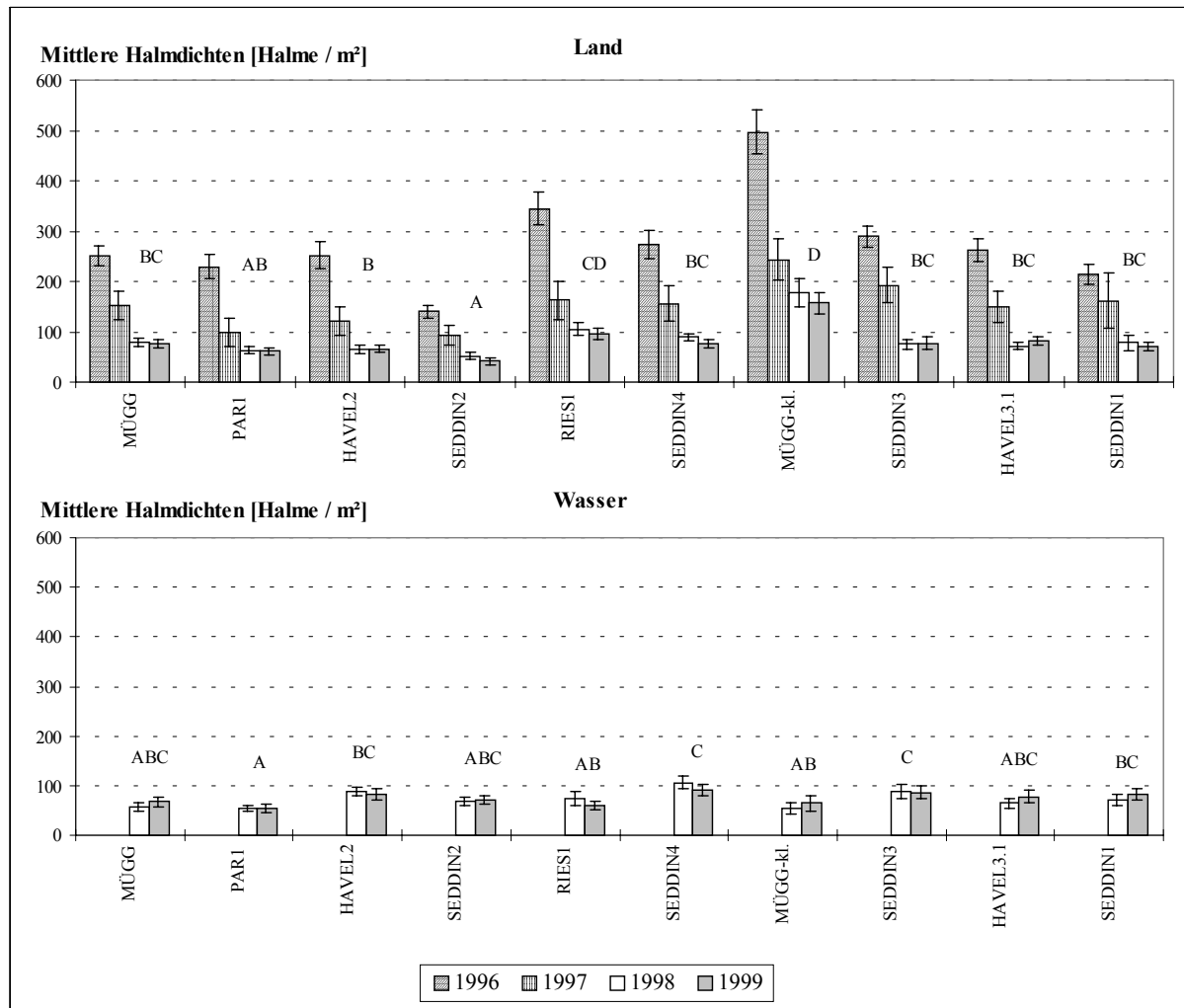


Abb. 13: Halmdichten der Schilfklone in den einzelnen Jahren; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervall, zusammengefasste Daten der Felder und der monatlichen Messungen (1996: $n=36$; 1997: $n=12$; 1998: $n=60$; 1999: $n=48$), Test auf signifikante Unterschiede im Jahr 1999: Kruskal Wallis, post-Test Dunn, (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

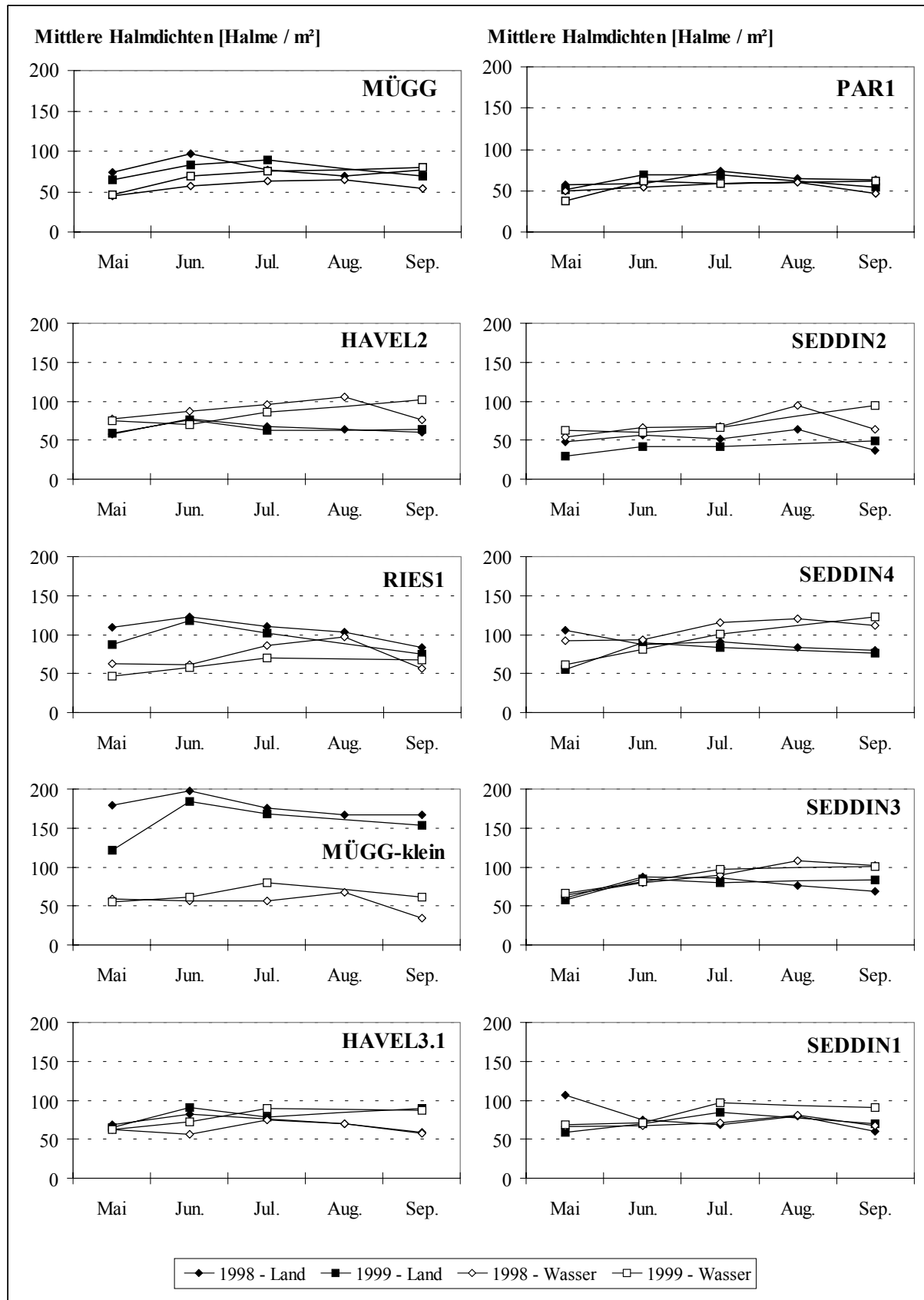


Abb. 14: Veränderung der mittleren Halmdichten der einzelnen Schilfkclone im Verlauf der Jahre 1998 und 1999, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$)

Die einzelnen Klone unterschieden sich im Jahr 1999 in den mittleren Halmdichten. Die Unterschiede sind z. T. signifikant (Abb. 13). Die höchsten Dichten am Land erreichte MÜGG-klein (156,6 Halme/m²) und im Wasser SEDDIN3 (86,5 Halme/m²). Die niedrigsten Halmdichten am Land wurden bei SEDDIN2 (40,9 Halme/m²) und im Wasser bei PAR1 (54,8 Halme/m²) gemessen.

Am Land nahm bei allen Klonen die mittlere Halmdichte von 1996 bis 1998 deutlich ab (Abb. 13). Von 1998 bis 1999 waren die Veränderungen geringer als in den ersten beiden Jahren. Im Wasser, in das die Pflanzen vom Land aus eindringen, waren die Halmdichten 1998 und 1999 bei den meisten Klonen ähnlich wie am Land und in beiden Jahren annähernd gleich. Ein auffälliger Unterschied zwischen der Halmdichte am Land und der Halmdichte im Wasser war nur beim Klon MÜGG-klein zu verzeichnen.

Während am Land die Halmverluste von Juni bis September nicht voll ausgeglichen wurden (leichte Abnahme in der Halmdichte), kam es im überstauten Bereich im Verlauf der Jahre 1998 / 99 bei fast allen Klonen zu einem leichten Anstieg der Halmdichte oder wenigstens zu einem Ausgleich der Verluste (Abb. 14).

3.2.1.4 Halmlängen, Halmdurchmesser, Anzahl der Internodien und Blätter, Gesamtblattflächen pro Halm am Ende der Vegetationsperiode

Zur Feststellung von quantitativ an den Halmen erfassbaren Unterschieden zwischen den Schilfklonen wurden verschiedene morphometrischen Merkmale verglichen (Abb. 15 bis 19).

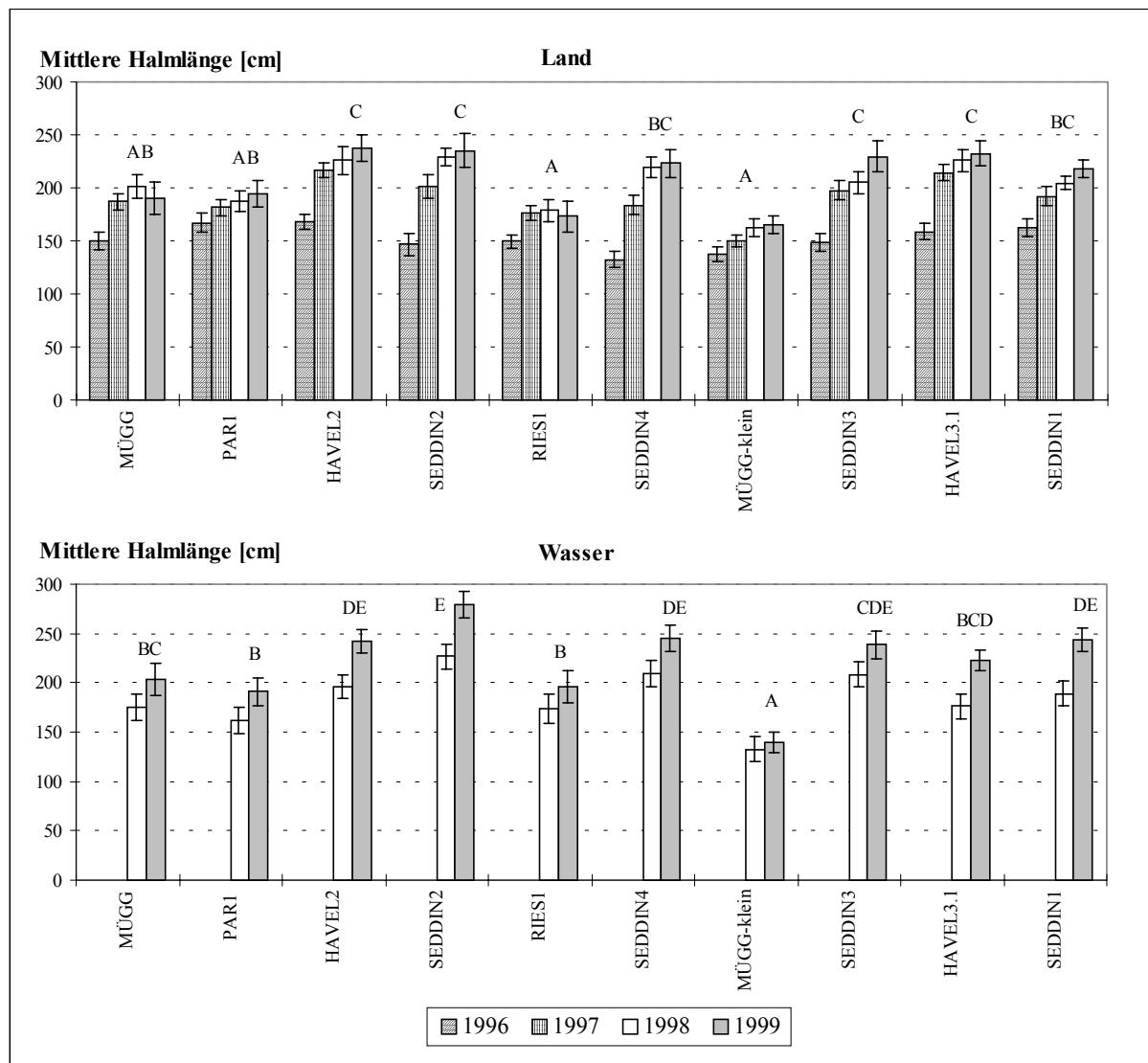


Abb. 15: Halmlängen am Ende der Vegetationsperiode (Sep./Okt.); Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=60$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Sowohl am Land als auch im Wasser wurden bei MÜGG-klein die geringsten Halmlängen ermittelt (Land: 164,6 cm; Wasser: 139,5 cm). Die größten Halmlängen entwickelte am Land HAVEL2 (237,6 cm). Im Wasser war die mittlere Halmlänge beim Klon SEDDIN2 mit 279,3 cm deutlich höher als bei den anderen Klonen. (Abb. 15). Die mittleren

Halmlängen zeigten am Land bei allen Klonen eine deutliche Zunahme von 1996 bis 1997 (Abb. 15). Danach war die Zunahme der Halmlängen meist weniger stark. Im Wasser konnte von 1998 bis 1999 bei allen Klonen, außer MÜGG-klein, ein deutlicher Zuwachs bei den mittleren Halmlängen registriert werden.

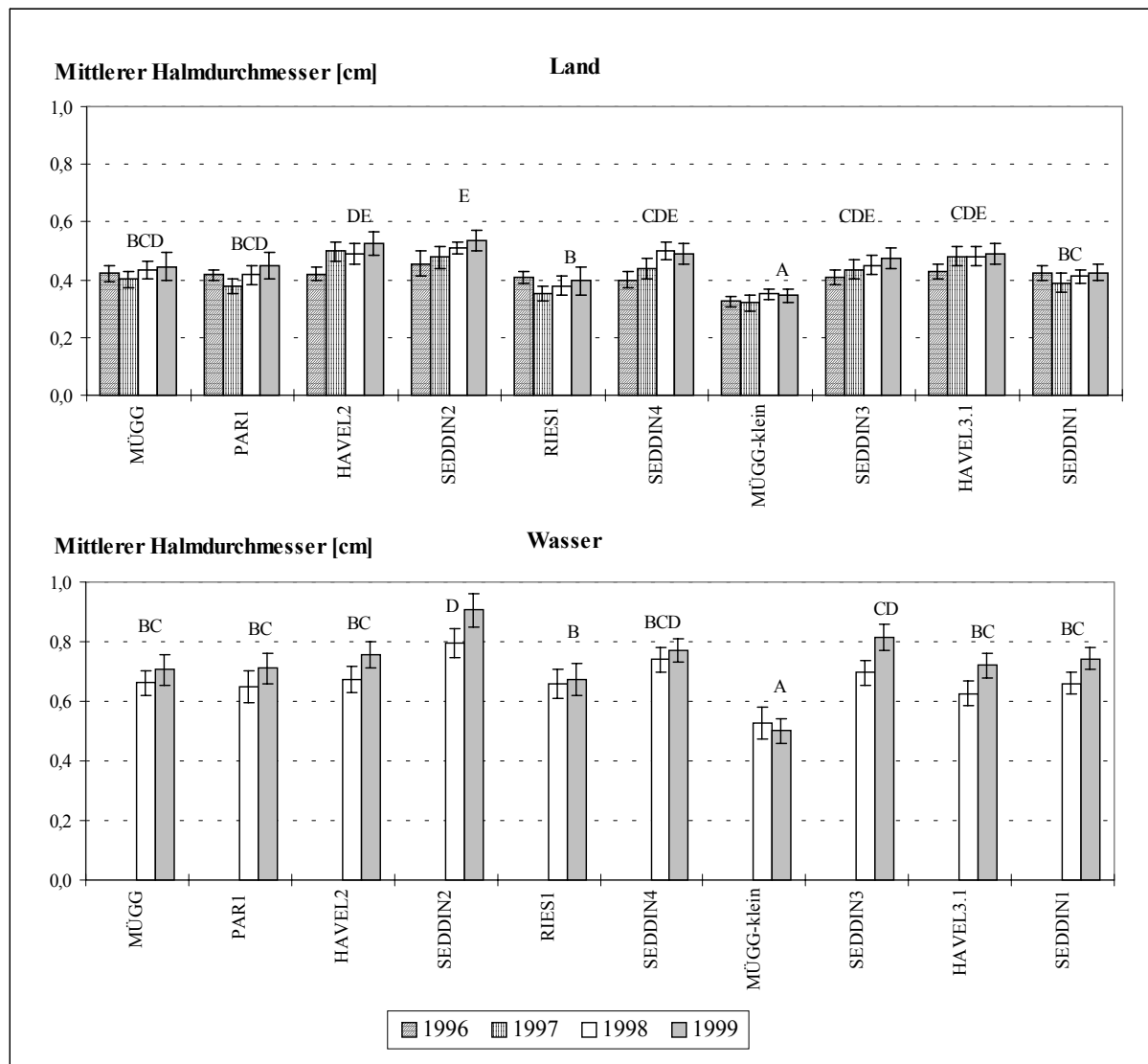


Abb. 16: Halmdurchmesser am Ende der Vegetationsperiode (Sep./Okt.); Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=60$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Für den mittleren Halmdurchmesser wurden die niedrigsten Werte beim Klon MÜGG-klein gemessen (Land: 0,43 cm; Wasser: 0,5 cm) (Abb. 16). Der Klon SEDDIN2 realisierte am Land und im Wasser die höchsten Halmdurchmesser (Land: 0,53 cm; Wasser: 0,91 cm). Die Unterschiede zwischen den Mittelwerten für die einzelnen Klone sind teilweise statistisch gesichert (Abb. 16). Die Halme der in das Wasser eingedrungenen Teile der Schilfpflanzungen waren fast zweimal so dick wie diejenigen im nichtüberstauten

Ausgangsbereich. Die mittleren Halmdurchmesser waren vom Alter der Klone nur wenig abhängig. Dies zeigt sich besonders am nicht überstauten Teil der Pflanzung, wo Daten von 4 Jahren ausgewertet werden konnten. Im überstauten Bereich kam zu einer leichten Zunahme des Halmdurchmessers von 1998 bis 1999. Eine Ausnahme bildet hier der Klon MÜGG-klein.

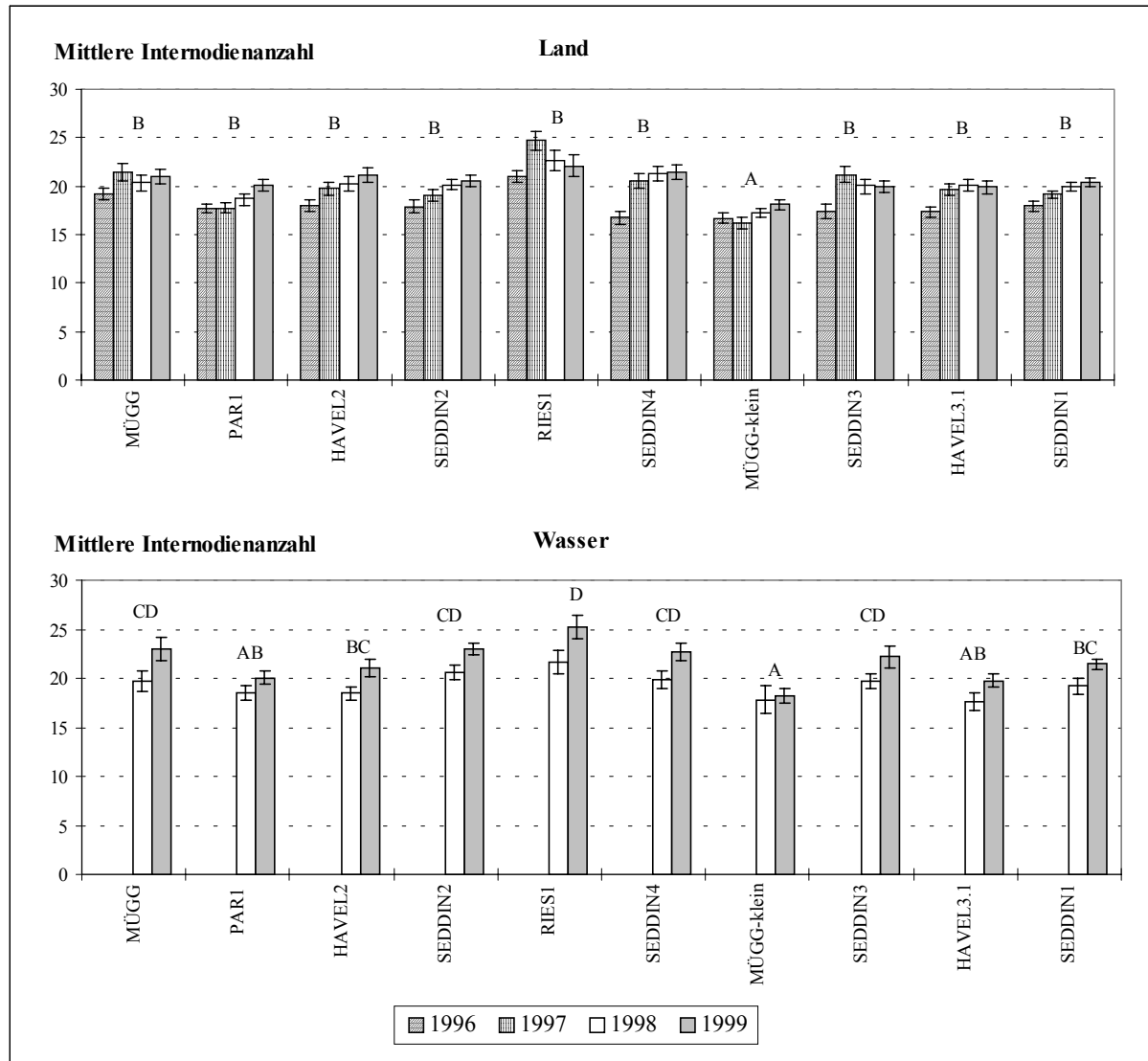


Abb. 17: Internodienanzahl pro Halm am Ende der Vegetationsperiode (Sep./Okt.); Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=60$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Die Schilfklone unterschieden sich am Land in ihrer mittleren Internodienanzahl zum Ende der Vegetationsperiode 1999 nur gering oder überhaupt nicht (Abb. 17). Die einzige Ausnahme bildete der Klon MÜGG-klein, bei dem die Anzahl der Internodien stets deutlich geringer war (Land und Wasser jeweils 18 Internodien). Eine stärkere Differenzierung zeigte sich im überstauten Teil der Pflanzung. Der Klon RIES1 erreichte im Wasser mit 25 Internodien einen deutlich höheren Mittelwert als die anderen Klone. Bei den meisten Klonen

konnte eine Zunahme der Internodien mit dem Alter der Pflanzung beobachtet werden. Dies war besonders deutlich beim Vergleich der zweiten Vegetationsperiode nach der Pflanzung (1996) mit der dritten (1997). Nach dem Eindringen in das Wasser stieg die Internodienanzahl. Dieser Anstieg war 1999 noch nicht beendet (Abb. 17). Die für die Internodienanzahl dargestellten Sachverhalte treffen im wesentlichen auch für die Blattanzahl zu (Abb. 18).

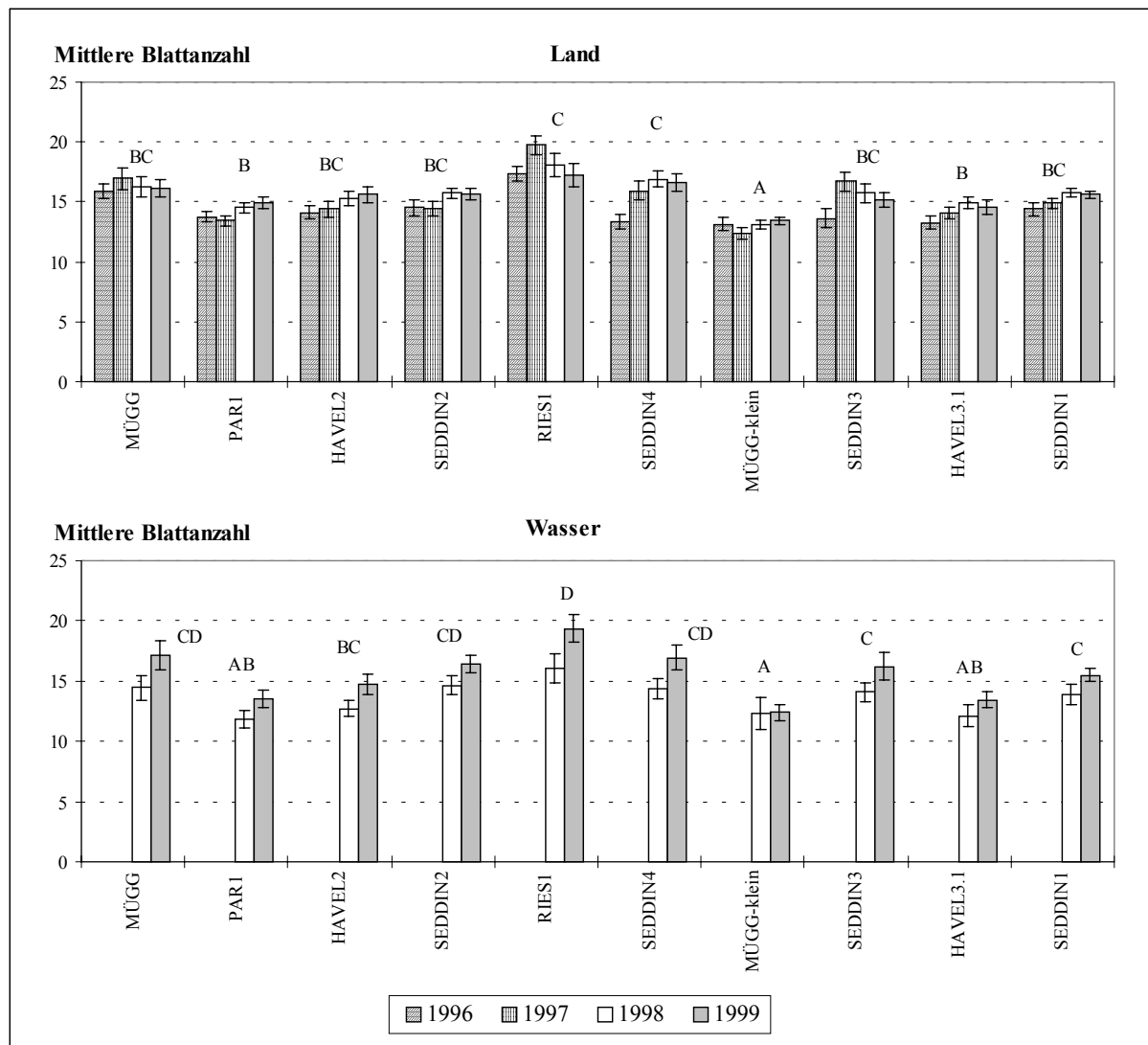


Abb. 18: Anzahl der Blätter pro Halm am Ende der Vegetationsperiode (Sep./Okt.); Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=60$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

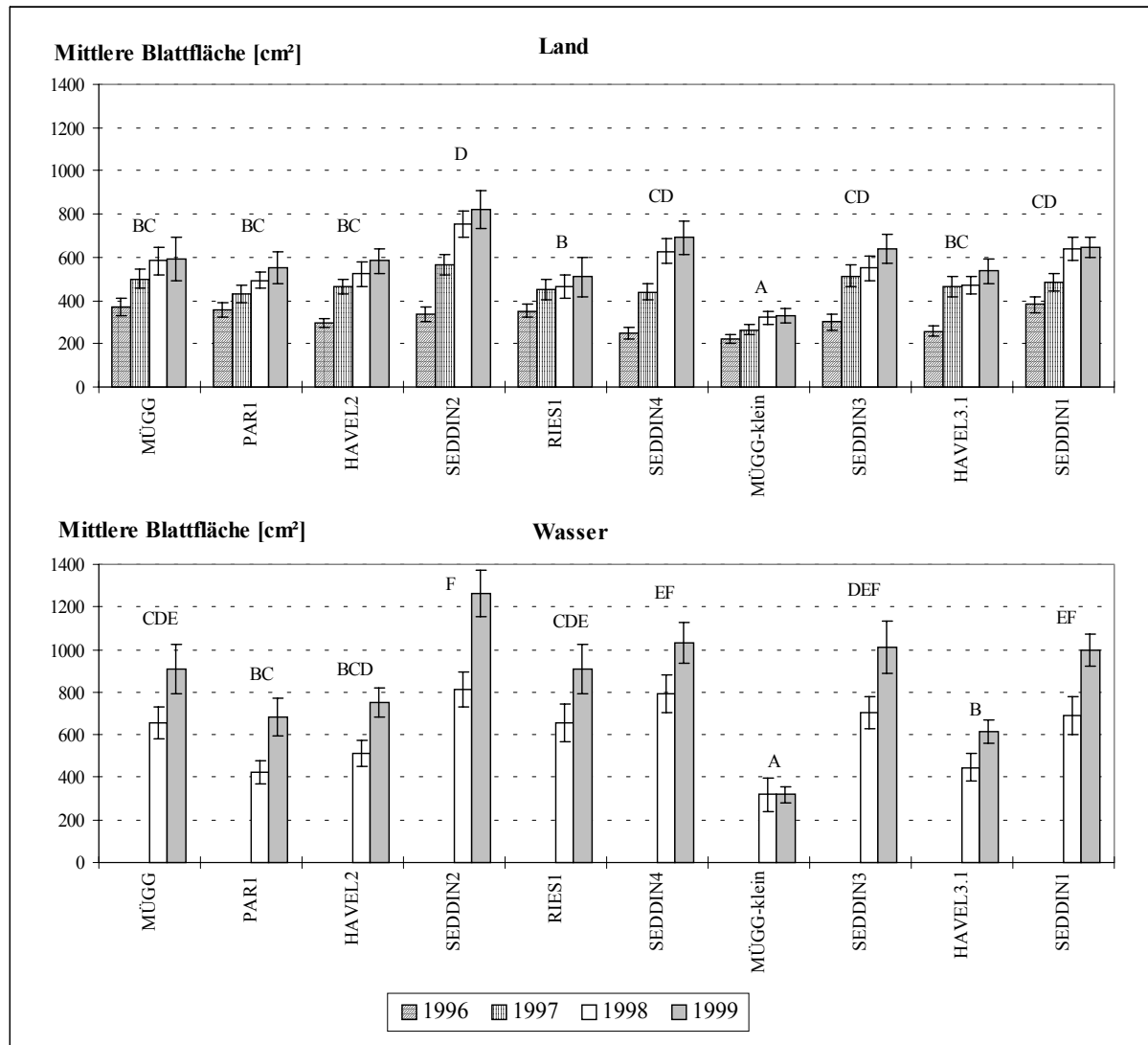


Abb. 19: Blattfläche pro Halm am Ende der Vegetationsperiode (Sep./Okt.); Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=60$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Kruskal-Wallis, post-Test Dunn (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Die geringste mittlere Blattfläche pro Halm am Land und im Wasser wies Klon MÜGG-klein auf (Land: 331,6 cm²; Wasser: 317,9 cm²). Die höchsten Blattflächen wurden beim Klon SEDDIN2 gemessen (Land 822,9 cm²; Wasser: 1262,9 cm²). Am Land konnte eine Zunahme der Blattfläche beobachtet werden, die 1998 bei den meisten Klonen noch nicht ganz abgeschlossen war (Abb. 19). Im Wasser war die Blattfläche bei 9 Klonen deutlich höher als am Land und stieg von 1998 bis 1999 noch kräftig an. Eine Ausnahme bildete in dieser Hinsicht der Klon MÜGG-klein.

Um zu prüfen, ob Schilfklone von eng benachbarten Herkünften und ähnlichen Standorten (Klone vom Seddinsee und von der Havel) hinsichtlich der erfassten morphometrischen Werte gruppiert werden können und sich von Klonen einer entfernten

Herkunft und ökologisch z. T. stark abweichenden Standorten unterscheiden, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt und die Ähnlichkeit durch ein Dendrogramm ausgedrückt (Abb. 20).

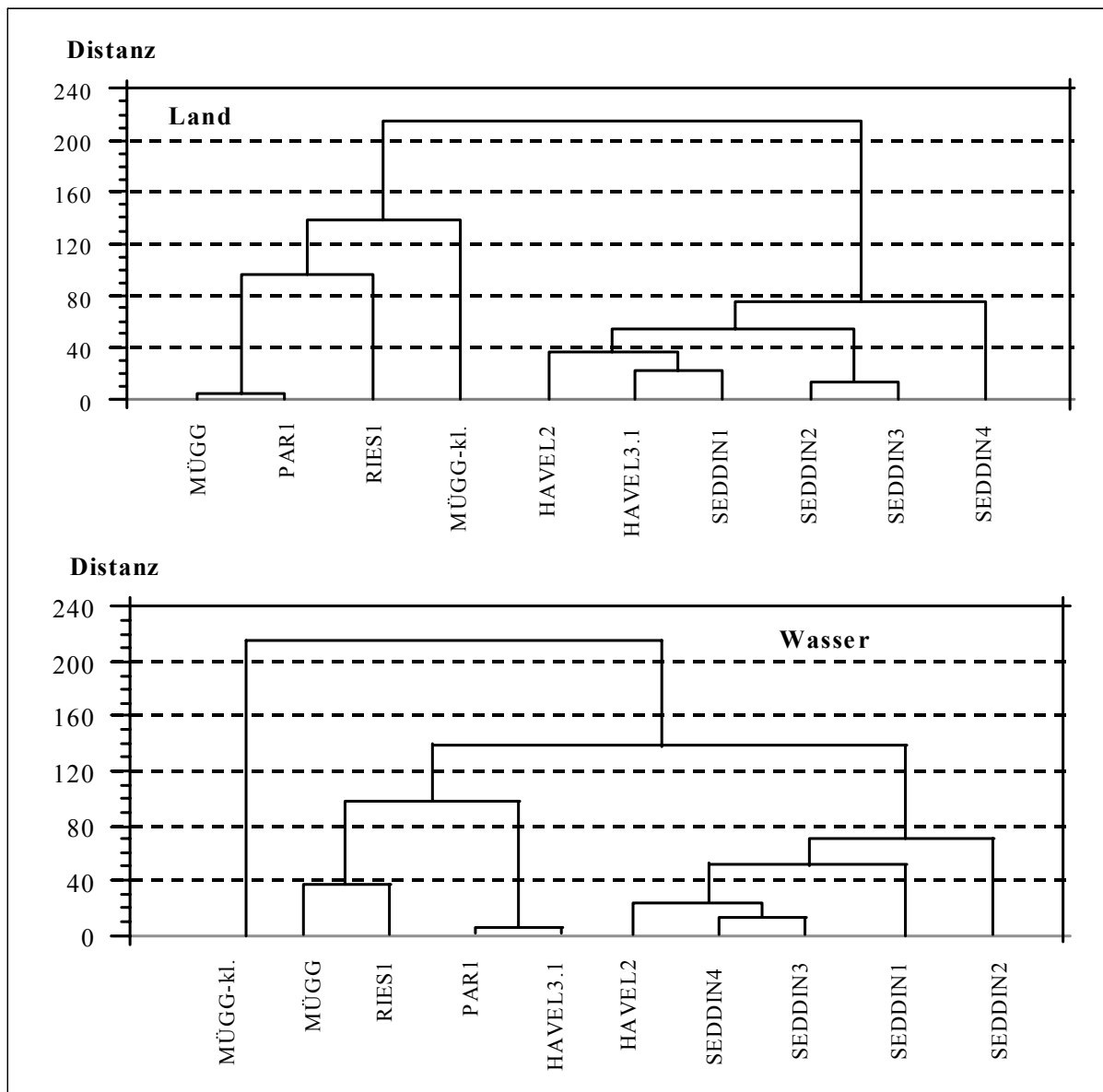


Abb. 20: Dendrogramm der Clusteranalyse zur Gruppierung der einzelnen Klone nach den Parametern Halmlänge, Halmdurchmesser, Internodienanzahl, und Blattfläche pro Halm (Mittelwerte der einzelnen Felder, $n=6$ je Parameter); quadrierte Euklidische Distanz, Clusterbildung nach Ward; Daten wurden standardisiert

In die Analyse gingen die Parameter Halmlänge, Halmdurchmesser, Internodienanzahl und Blattfläche aus den Messungen am Ende der Vegetationsperiode 1999 ein. Da ein funktionaler Zusammenhang zwischen der Anzahl der Internodien und der Anzahl der Blätter besteht, wurde die Blattanzahl nicht in die Clusteranalyse mit einbezogen. Für jeden Parameter wurden die sechs Mittelwerte der Pflanzfelder verwendet. Da sich die

morphometrischen Daten von Land- und Wasserhalmen eines Schilfklons stark unterschieden (Abb. 15 bis 19), wurde die Clusteranalyse für beide Probenahmebereiche getrennt durchgeführt.

Am Land zeigten die SEDDIN- und HAVEL-Klone eine ausgeprägte Ähnlichkeit. Die Klone MÜGG, PAR1, RIES1 und MÜGG-klein bildeten ein hiervon entferntes Cluster (Abb. 20). Die Ähnlichkeit innerhalb dieses Clusters war zwischen MÜGG und PAR1 sehr hoch, sonst aber nur gering. Im Wasser war die Gruppierung etwas verschieden. Eine besonders starke Abweichung zeigte hier der Klon MÜGG-klein. Die Klone MÜGG und RIES1 sowie PAR1, HAVEL3.1 ordneten sich in ein Cluster ein. Das andere Cluster wurde von den SEDDIN-Klonen und HAVEL2 gebildet.

3.2.1.5 Analyse der einzelnen Pflanzfelder hinsichtlich der morphometrischen Daten

Da die morphometrischen Daten auf 6 verschiedenen Pflanzfeldern erhoben wurden, sollte geprüft werden, ob sich hinsichtlich der das Schilfwachstum begünstigenden Standortverhältnisse eine Rangfolge zwischen den Standorten ermitteln lässt und ob bestimmte Reihungen der einzelnen Klone an allen Standorten reproduzierbar waren.

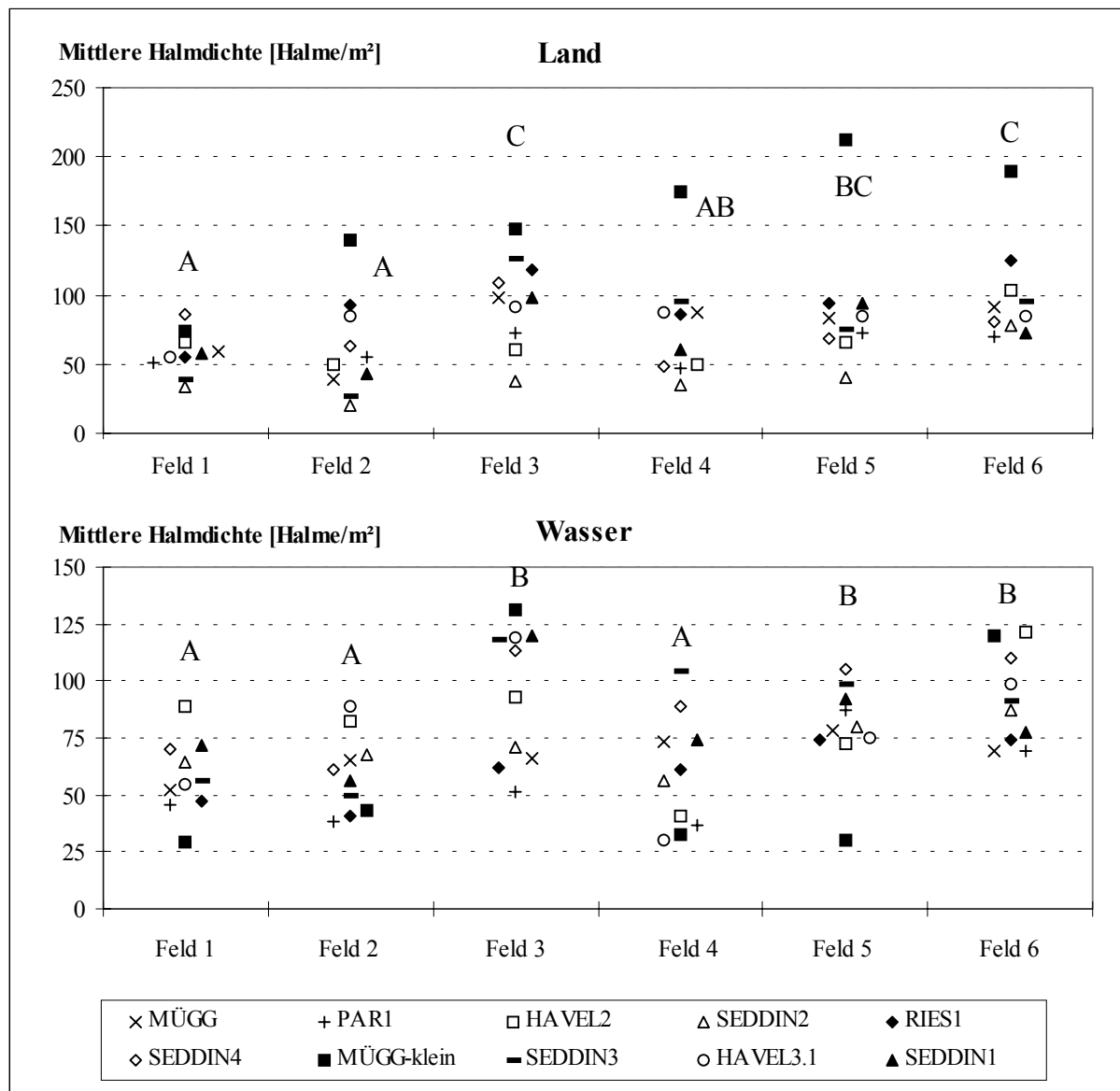


Abb. 21: Halmdichten der Klone auf den einzelnen Feldern im Jahr 1999; Mittelwerte, zusammengefasste Daten der monatlichen Messungen ($n=8$) [**Skaleneinteilung unterschiedlich!**], Test auf signifikante Unterschiede (zusammengefasste Daten der Klone, $n=80$): Kruskal-Wallis, post-Test Dunn, (Felder ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Am Land zeigte der Klon SEDDIN2 meist die niedrigste Halmdichte (außer Feld 6), während MÜGG-klein häufig den höchsten Wert erreichte. Die anderen Schilfklone ließen

keine Reihenfolge erkennen. Im Wasser war keine reproduzierbare Rangfolge der Klone hinsichtlich der Halmdichte auf den verschiedenen Pflanzfeldern zu erkennen (Abb. 21).

Bei der Halmlänge, dem Halmdurchmesser, der Internodienanzahl und der Blattfläche pro Halm war die Reihenfolge der Schilfklone am Land variabel, wobei aber RIES1 und MÜGG-klein meist am unteren Ende der jeweiligen Skala lagen (Abb. 22 und 23). Da ein funktionaler Zusammenhang zwischen der Internodienanzahl und der Anzahl der Blätter besteht, wurde die Blattanzahl nicht extra dargestellt. Im Wasser zeigte sich eine bessere Reproduzierbarkeit der Reihenfolge der Klone. Bei den Halmlängen und den Blattflächen pro Halm lag SEDDIN2 meist oben und MÜGG-klein unten (Abb. 22 und 23). Bei der Internodienanzahl erreichten RIES1 und MÜGG die höchsten Werte, während HAVEL2 und MÜGG-klein nur geringe Werte realisierten (Abb. 23). Insgesamt waren am Land die Wertebereiche für die genannten morphometrischen Merkmale (Mittelwerte der einzelnen Klone) kleiner als im Wasser.

Die Daten lassen erkennen, dass die Wachstumsbedingungen auf den einzelnen Feldern nicht identisch waren. So wurden auf den Felder 3 und 6 am Land die höchsten und auf den Feldern 1 und 2 die niedrigsten Werte festgestellt. Diese Aussage ist für verschiedene Parameter statistisch gesichert. Im Wasser liegen die Verhältnisse ähnlich (Abb. 21, 22 und 23). Hier wurden jedoch die höchsten Werte für Halmlänge, Halmdurchmesser und Blattfläche auf Feld 5 gemessen. Die geringsten Werte wurden wie am Land auf den Feldern 1 und 2 bestimmt. Für Halmlänge und Halmdurchmesser wurden auch auf Feld 4 nur geringe Werte ermittelt.

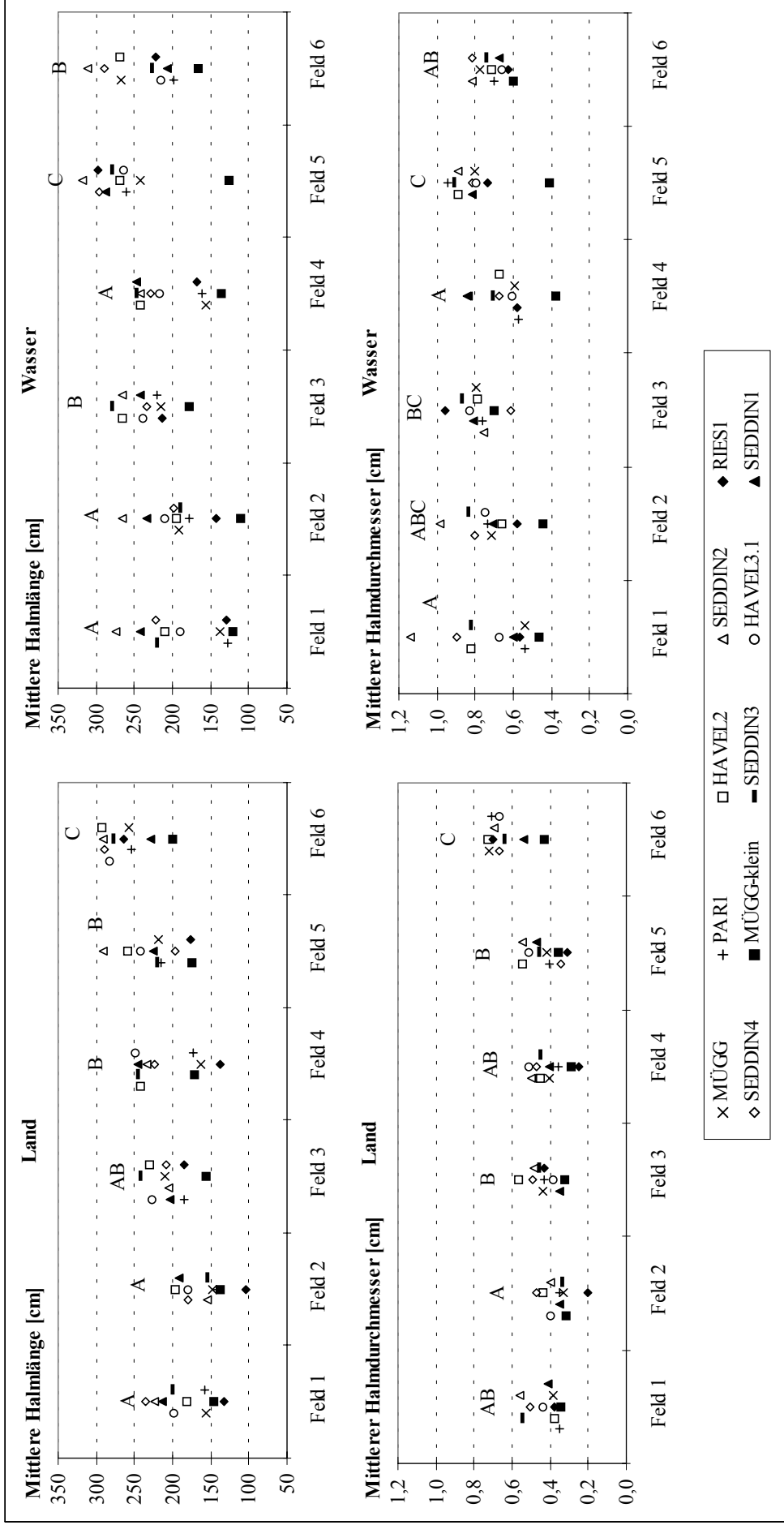


Abb. 22: Halmlängen und Halmdurchmesser auf den einzelnen Feldern zum Ende der Vegetationsperiode 1999; Mittelwerte ($n=10$); Test auf signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Feldern (zusammengefasste Daten der Klone, $n=100$): Kruskal Wallis, post-Test Dunn (Felder ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

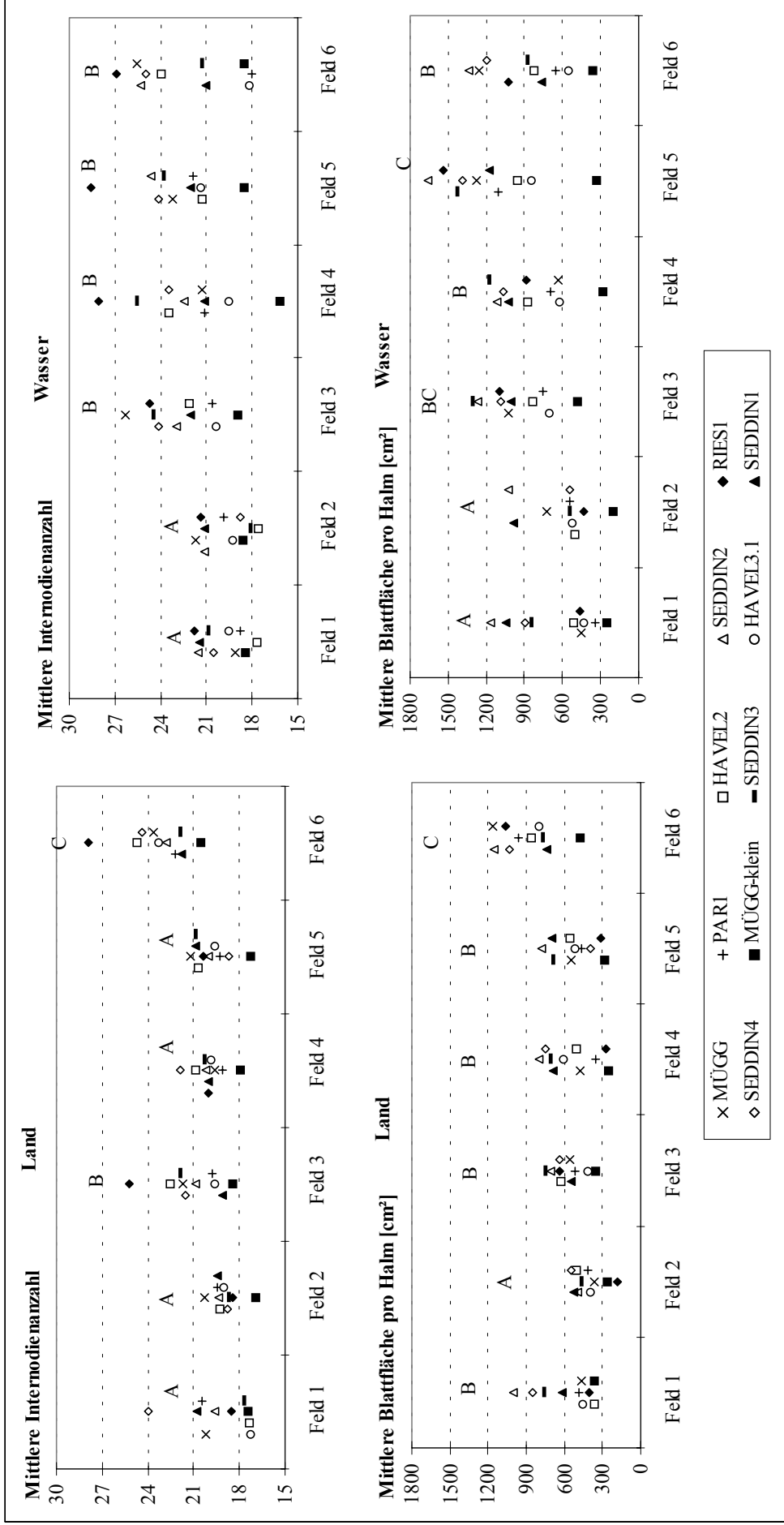


Abb. 23: Internodienanzahl und Blattfläche pro Halm der Schiffklone auf den einzelnen Feldern zum Ende der Vegetationsperiode 1999; Mittelwerte ($n=10$), Test auf signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Feldern (zusammengefasste Daten der Klone, $n=100$): Kruskal Wallis, post-Test Dunn (Felder ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

3.2.1.6 Trockenmassen der Halme in Beziehung zur Halmlänge

Der enge Zusammenhang zwischen der Länge eines beblätterten Halmes und dessen Gesamt-Trockenmasse (HOFMANN 1986, GRANÉLI 1987, KÜHL & KOHL 1992) konnte auch in dieser Arbeit bestätigt werden (Abb. 24).

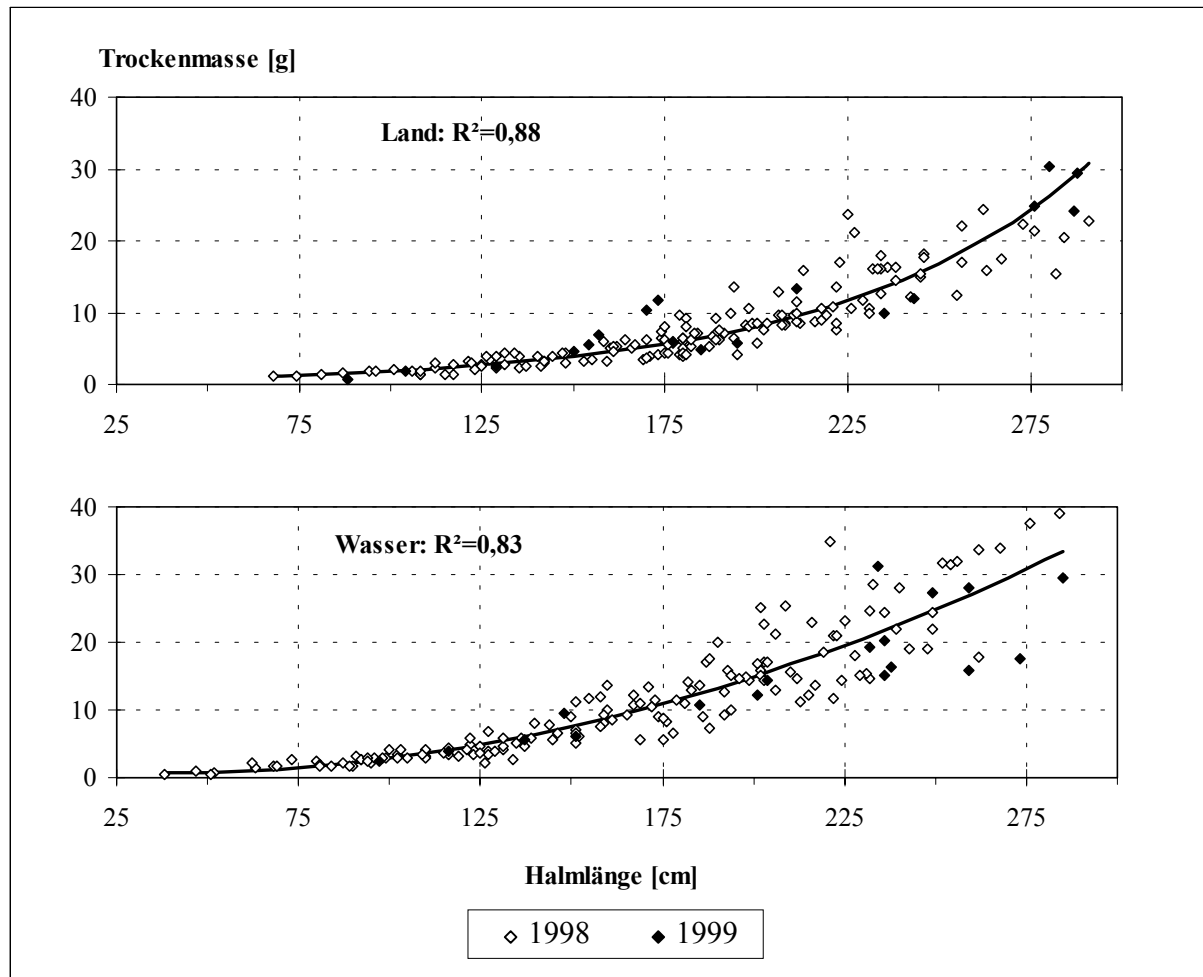


Abb. 24: Beziehung zwischen Halmlänge und Trockenmasse der Halme am Beispiel von MÜGG; Einzeldaten und nichtlineare Regression mit Bestimmtheitsmaß R^2

Die für die einzelnen Schilfklone ermittelten Funktionen der nichtlinearen Regression (Tab. 4, 2.3.3 MATERIAL UND METHODEN) sind in Abbildung 25 mit den Korrelationskoeffizienten dargestellt. Es wird deutlich, dass die Trockenmasse durch die mittlere Halmlänge gut abgeschätzt werden kann und dass genotypisch bedingte Unterschiede zwischen den Klonen hinsichtlich des Verhältnisses von Halmtrockenmasse und Halmlänge bestehen. Bei vergleichbaren Halmlängen haben die von der Havel stammenden Klone besonders niedrige Trockenmassen sowohl beim Wachstum auf dem nicht überstauten Teil der Felder als auch beim Wachstum im Wasser. Umgekehrt ist, unabhängig von der Position im Wasser oder Land, die Trockenmasse der Halme bezogen auf deren Länge besonders hoch

bei den Klonen MÜGG und PAR (Abb. 25).

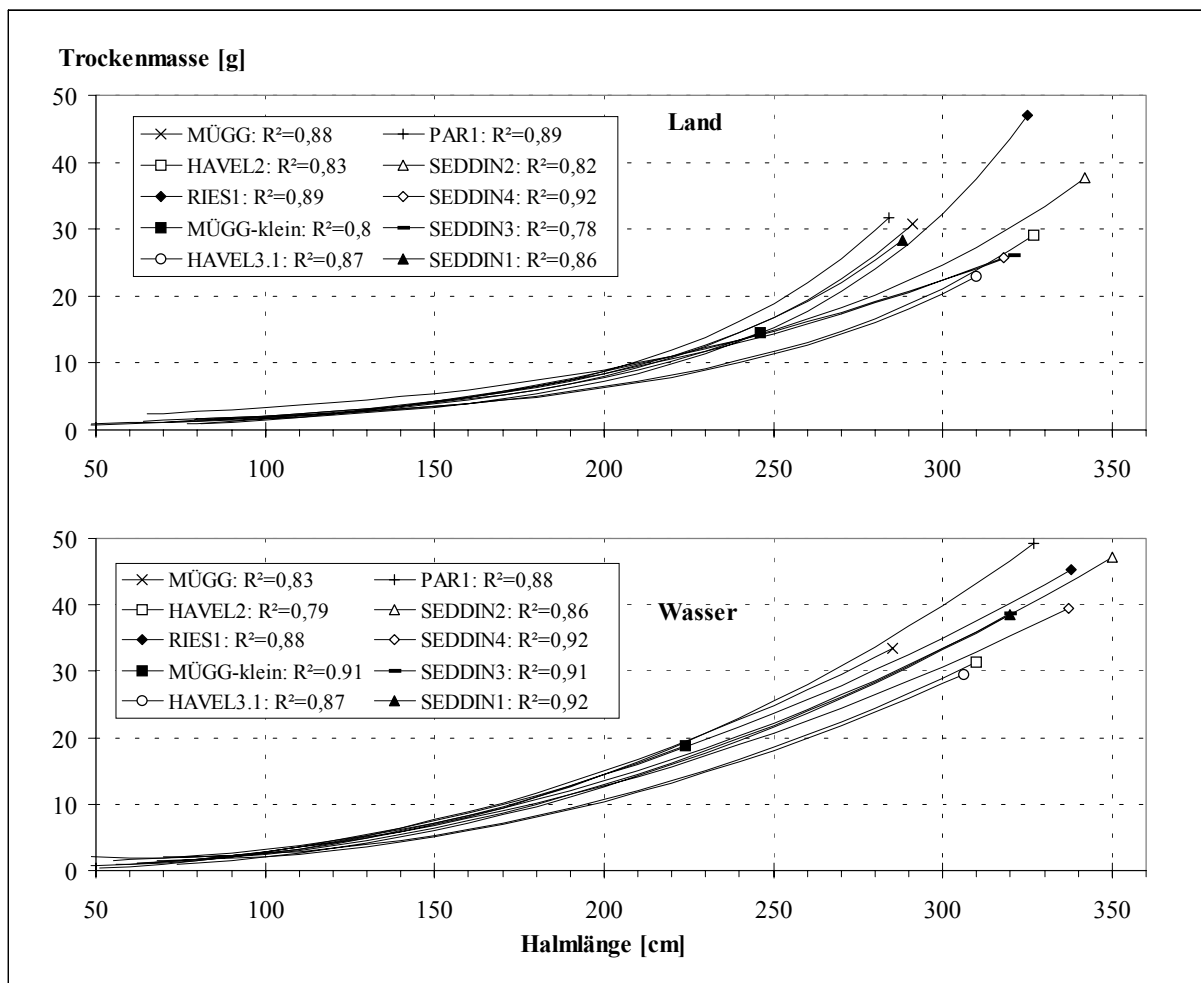


Abb. 25: Kurven der nichtlineare Regression der Halmlängen-Trockenmassen Daten der Schilfklone mit Bestimmtheitsmaß R^2 , unterschiedliche Endpunkte bedingt durch unterschiedliche Definitionsbereiche der Regressionsgleichungen

3.2.1.7 Halmbiomasse und Blattflächenindex

Zur Charakterisierung der Wüchsigkeit der einzelnen Klone wurde der Maximalwert der Halmbiomasse bezogen auf 1 m² Bestandsfläche (Abb. 26) und der Blattflächenindex am Ende der Vegetationsperiode (Abb. 27) herangezogen (vgl. 2.3.3 MATERIAL UND METHODEN). Der Maximalwert ist der Wert der jeweils höchste Halmbiomassendichte, die im jeweiligen Jahr auf den einzelnen Feldern erreicht wurde.

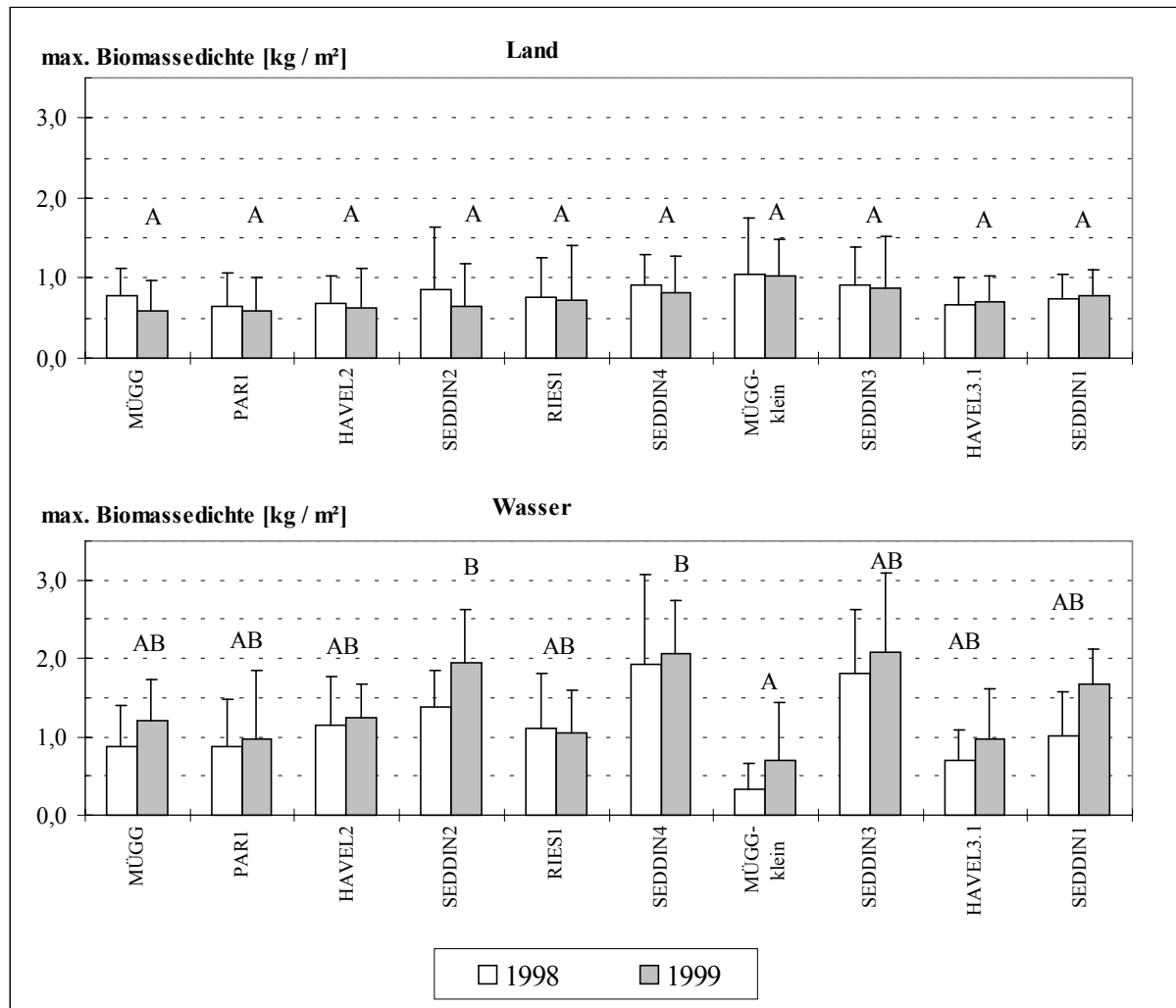


Abb. 26: Maximale Halmbiomassendichten der einzelnen Klone, Mittelwerte + Standardabweichungen, zusammengefasste Daten der Felder (n=6), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p > 0,05$)

Da die Standardabweichung für den Mittelwert der von den einzelnen Pflanzfeldern ermittelten maximalen Halmbiomassendichte eines Klons relativ hoch war, wurden keine statistisch gesicherten Unterschiede zwischen den Schilfklonen für diesen Produktivitätsparameter am Land ermittelt. In den beiden Untersuchungsjahren wurden ähnliche Mittelwerte erzielt. Sie liegen im Wertebereich von 0,6 bis 1,0 kg/m² und sind bei fast allen

Klonen mit der Ausnahme des Klons MÜGG-klein niedriger als im überstauten Teil des Untersuchungsfeldes. Im Wasser unterschied sich 1999 der Klon MÜGG-klein mit einem Mittelwert von 0,7 kg TM/m² von den Klonen SEDDIN2 (2,0 kg/m²) und SEDDIN4 (2,1 kg/m²) signifikant (Abb. 26). SEDDIN3 erreichten im Mittel ebenfalls 2,1 kg TM/m². Der Wert war aber auf Grund der relativ starker Schwankungen der Einzelwerte nicht signifikant verschieden von MÜGG-klein. Von 1998 bis 1999 wurde bei den meisten Klonen eine zum Teil beträchtliche Zunahme der maximalen Halmbiomassedichten gemessen.

Die SEDDIN-Klone erzielten im Wasser die höchsten Werte, während der Klon MÜGG-klein am Land höhere Halmbiomassedichten als im Wasser ausbildete (Abb. 26).

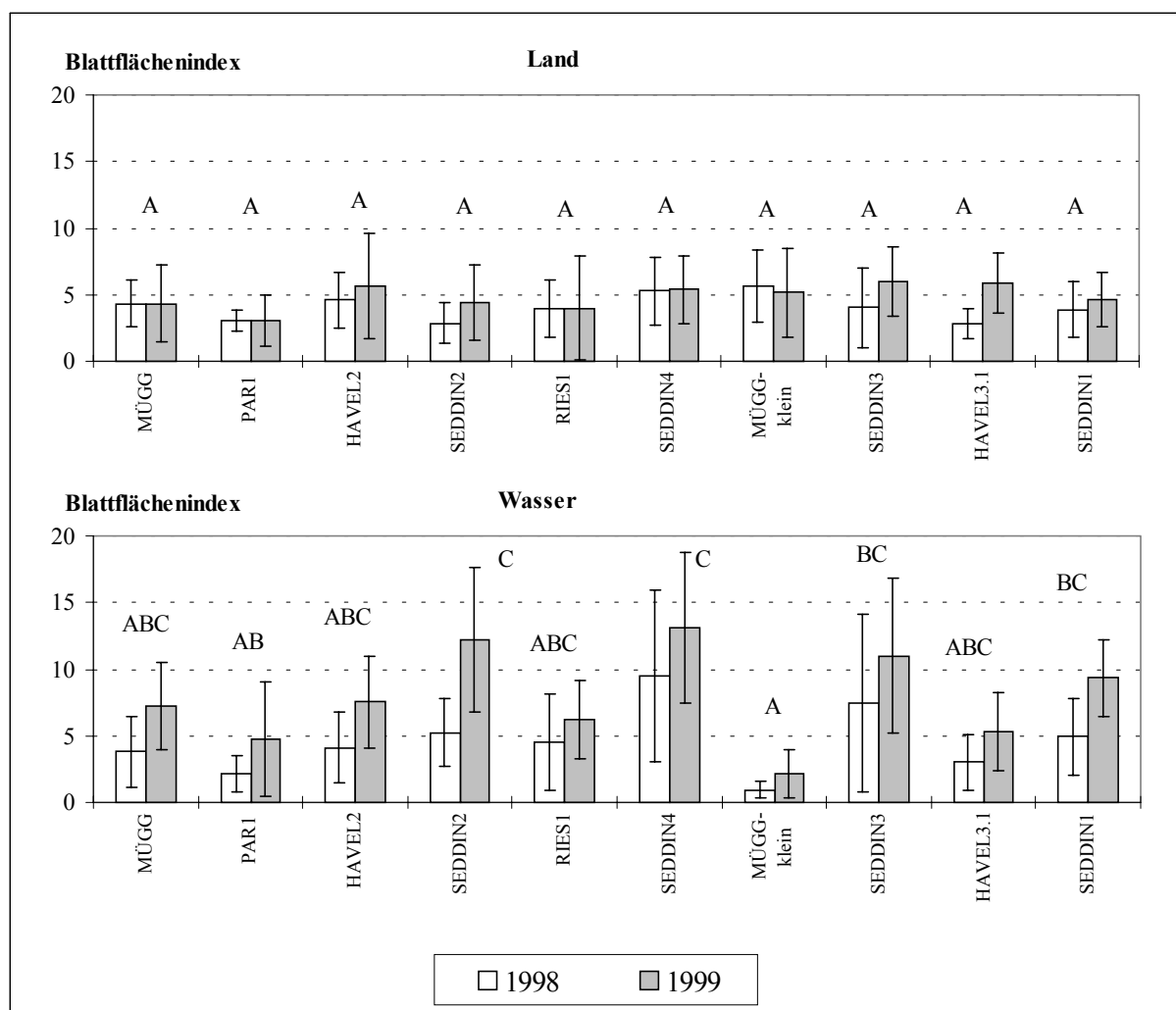


Abb. 27: Blattflächenindizes der einzelnen Klone am Ende der Vegetationsperiode, Mittelwerte \pm Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Felder ($n=6$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Für die Blattflächenindizes ist der Befund ähnlich. Die am Land 1999 gemessenen Werte der einzelnen Klone unterschieden sich auf Grund der relativ starken Streuung der

Einzelwerte nicht signifikant (Abb. 27). Die höchsten Werte wurden im Mittel bei SEDDIN3 (6,0) bestimmt, die geringsten Werte bei PAR1 (3,1). Von 1998 bis 1999 wurde bei einigen Klonen eine Zunahme des Blattflächenindex festgestellt (Abb. 27). Im Wasser liegen die Werte deutlich höher und sie zeigen eine regelmäßige und relativ starke Zunahme von 1998 bis 1999. Im überstauten Bereich war der Blattflächenindex des Klons MÜGG-klein extrem gering. Der Mittelwert (2,1) lag weit unter dem am Land (5,2). Statistisch gesichert ist der Unterschied zwischen den Werten für die Klone SEDDIN2 (12,2) und SEDDIN4 (13,1) und den Werten für die Klone MÜGG-klein (2,1) und PAR1 (4,9).

Bei homogenen mehrjährigen Pflanzenbeständen folgt die in der Klimax erreichte Beziehung zwischen der mittleren Trockenmasse der Sprosse (TM) und der Bestandesdichte (DI) der Funktion: $\log TM = \log K - 3/2 * \log DI$ ("thinning rule"). Die so beschriebene Gerade ist die „ultimate thinning line“, die infolge von Selbstbeschattung nur vorübergehend überschritten wird, z.B. wenn die Pflanzung zu dicht erfolgt. Bei einer Überschreitung dieser Linie setzt eine Verringerung der Halmdichten ein. GRANÉLI (1987) bestimmte unter optimalen Bedingungen für *Phragmites australis* den log K-Wert mit 4,25. Die für diesen Wert abgeleitete „thinning line“ wurde in der Abbildung 28 in das doppelt logarithmische Diagramm von Halmtrockenmasse und Halmdichte eingetragen.

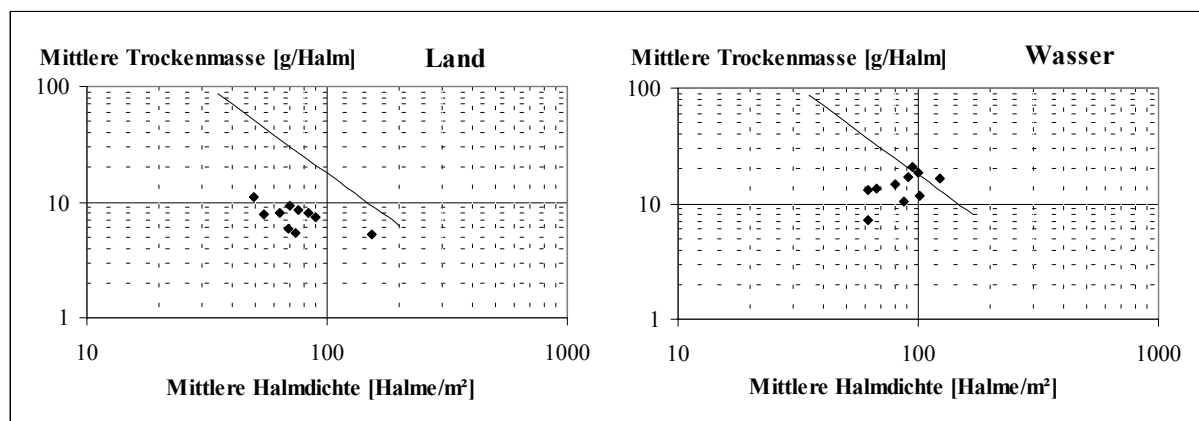


Abb. 28: Darstellung des Zusammenhangs zwischen mittlerer Halmdichte und mittlerer Trockenmasse; Mittelwerte der einzelnen Klone im September 1999 und „ultimate thinning line“ mit Anstieg $-3/2$ und $\log k = 4,25$

Am Land liegen alle Klonmittelwerte deutlich unter dieser Linie, obwohl die Pflanzdichte mit dem Alter der Pflanzung abgenommen hatte (Abb. 13). Dies bedeutet, dass sich ein Endwert unter der Linie einstellt bzw. dass die Wachstumsbedingungen im nicht überstauten Bereich generell für alle Klone nicht optimal sind. Im überstauten Bereich ist der Bestand erst 1997 bzw. 1998 entstanden und befand sich dementsprechend noch im Aufbau.

Die Halmdichte war 1998 und 1999 ähnlich. Die Tatsache, dass die Mittelwerte von drei Klonen bereits die „thinning line“ erreicht haben, deutet darauf hin, dass für diese Klone, die vom Seddinsee stammen, annähernd optimale Assimilationsverhältnisse gegeben sind. Für die Diskussion der übrigen Werte ist zu berücksichtigen, dass die Zunahme der Halmlänge im überstauten Bereich noch nicht abgeschlossen war (Abb. 15).

Da die Regel nur für große Bestände gilt (GRANÉLI 1987), sind gewisse Einschränkungen für die hier untersuchten Pflanzfelder gegeben.

Am Land wurde auf Feld 2 die geringste ($0,31 \text{ kg/m}^2$) und auf Feld 6 die höchste Halmbiomassedichte ($1,56 \text{ kg/m}^2$) gemessen. Die Unterschiede sind statistisch gesichert (Abb. 29). Im Wasser wurde mit $0,9 \text{ kg/m}^2$ auf Feld 1 der geringste Mittelwert der maximalen Halmbiomassedichten bestimmt. Die höchsten Werte ($1,9 \text{ kg TM/m}^2$) wurden im Mittel auf den Feldern 3 und 5 erreicht (Abb. 29).

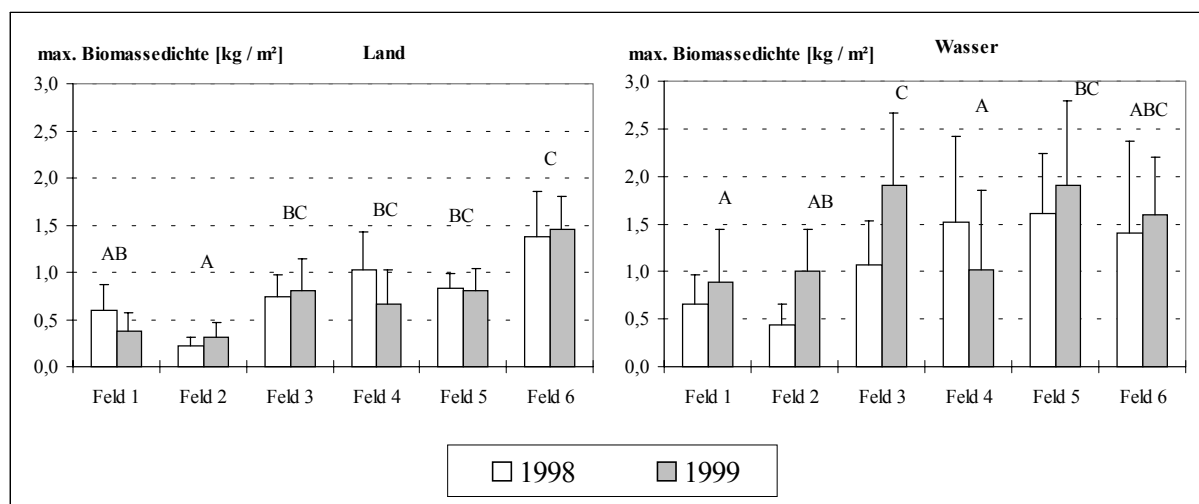


Abb. 29: Maximalen Halmbiomassedichten auf den einzelnen Feldern, Mittelwerte + Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Klone ($n=10$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Felder ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Von 1998 bis 1999 veränderte sich am Land die Halmbiomassedichte auf den meisten Feldern nur gering. Im Wasser wies Feld 1 den geringsten und Feld 3 den höchsten Mittelwert auf (Abb. 29). Die Halmbiomassedichte auf den Feldern 1, 2, 3, 5 und 6 erhöhte sich von 1998 bis 1999 deutlich. Auf Feld 4 hingegen wurde sowohl für den überstauten als auch für den nicht überstauten Bereich jeweils eine starke Abnahme festgestellt.

Die Felder unterschieden sich hinsichtlich der dort erreichten mittleren Blattflächenindizes z. T. signifikant (Abb. 30). Am Land wurde 1999 auf Feld 2 der niedrigste (2,3) und auf Feld 6 der höchste Blattflächenindex (8,8) bestimmt. Im Wasser

wurde im gleich Jahr auf den Feldern 1 und 2 der geringste Blattflächenindex (4,7) bestimmt, während mit 11,8 der höchste Mittelwert auf Feld 5 ermittelt wurde.

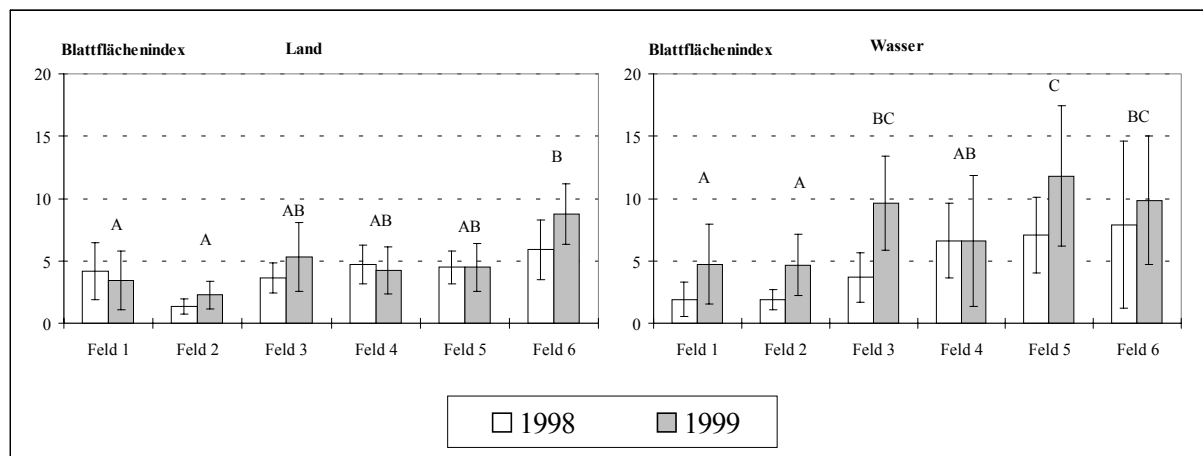


Abb. 30: Blattflächenindizes der einzelnen Felder am Ende der Vegetationsperiode, Mittelwerte \pm Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Klone ($n=10$), Test auf signifikante Unterschiede 1999: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Felder ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Die Veränderungen beim Blattflächenindex der einzelnen Felder von 1998 bis 1999 waren am Land gering, nur auf Feld 6 nahm der Blattflächenindex deutlich zu (Abb. 30). Im Wasser hingegen zeigten alle Felder, bis auf Feld 4, eine deutliche Zunahme im Blattflächenindex.

3.2.1.8 Unterschiede im Befall durch verschiedene Konsumenten

Phragmites australis kann von unterschiedlichen Konsumenten befallen werden. In der vorliegenden Untersuchung wurden auf den einzelnen Pflanzfeldern bei den Insekten am häufigsten die Mehligke Pflaumenblattlaus (*Hyalopterus pruni*), die Schilfleule (*Archanara geminipuncta*) und die Schilf-Gallfliegen (*Lipara spec.*) beobachtet. Von den herbivoren Vögel und Säugetieren traten hauptsächlich die Bismuratte (auch Bismur - *Odonatra zibethicus*) und die Bläßralle (*Fulica atra*) auf. Die größten Einflüsse auf die Entwicklung der Schilfklone übten im Rahmen dieser Untersuchung die Bismuratte (Totalverlust von Halmen im Wasser) sowie die Gallfliegen und die Schilfleule (Behinderung des Sprosswachstums am Land und im Wasser) aus.

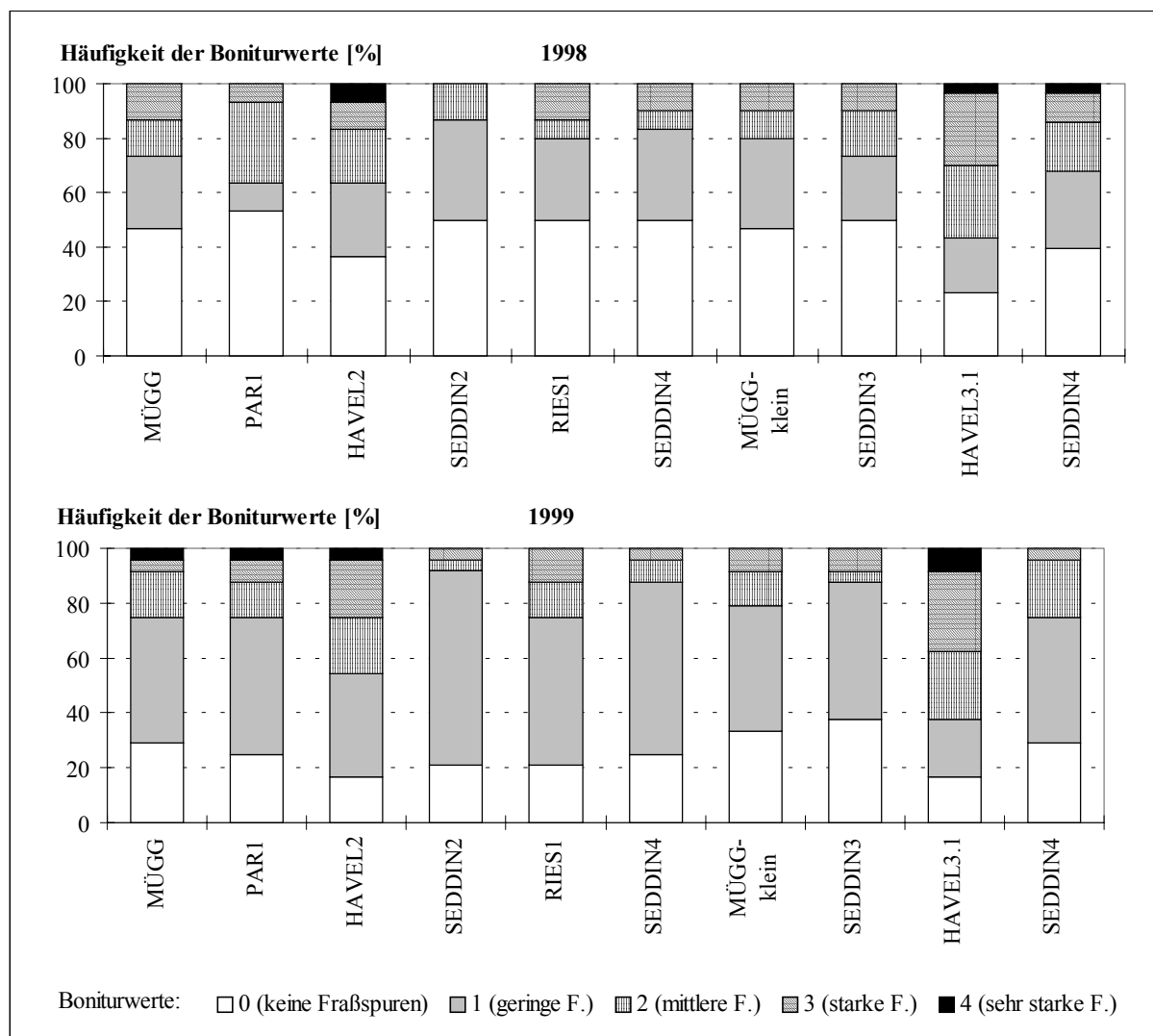


Abb. 31: Prozentuale Häufigkeit der Boniturwerte für Bismurfraßspuren; zusammengefasste Daten der Felder und der monatlichen Beobachtungen (1998: n=30; 1999: n=24)

Starke Bismurfraßspuren konnten in den Jahren 1998 und 1999 vor allem beim Klon

HAVEL3.1 festgestellt werden (Abb. 31 und 32). Ebenfalls relativ stark betroffen war der Klon HAVEL2 (Abb. 31). Die geringsten Fraßspuren konnten in beiden Jahren meist bei den vom Seddinsee stammenden Klone festgestellt werden.

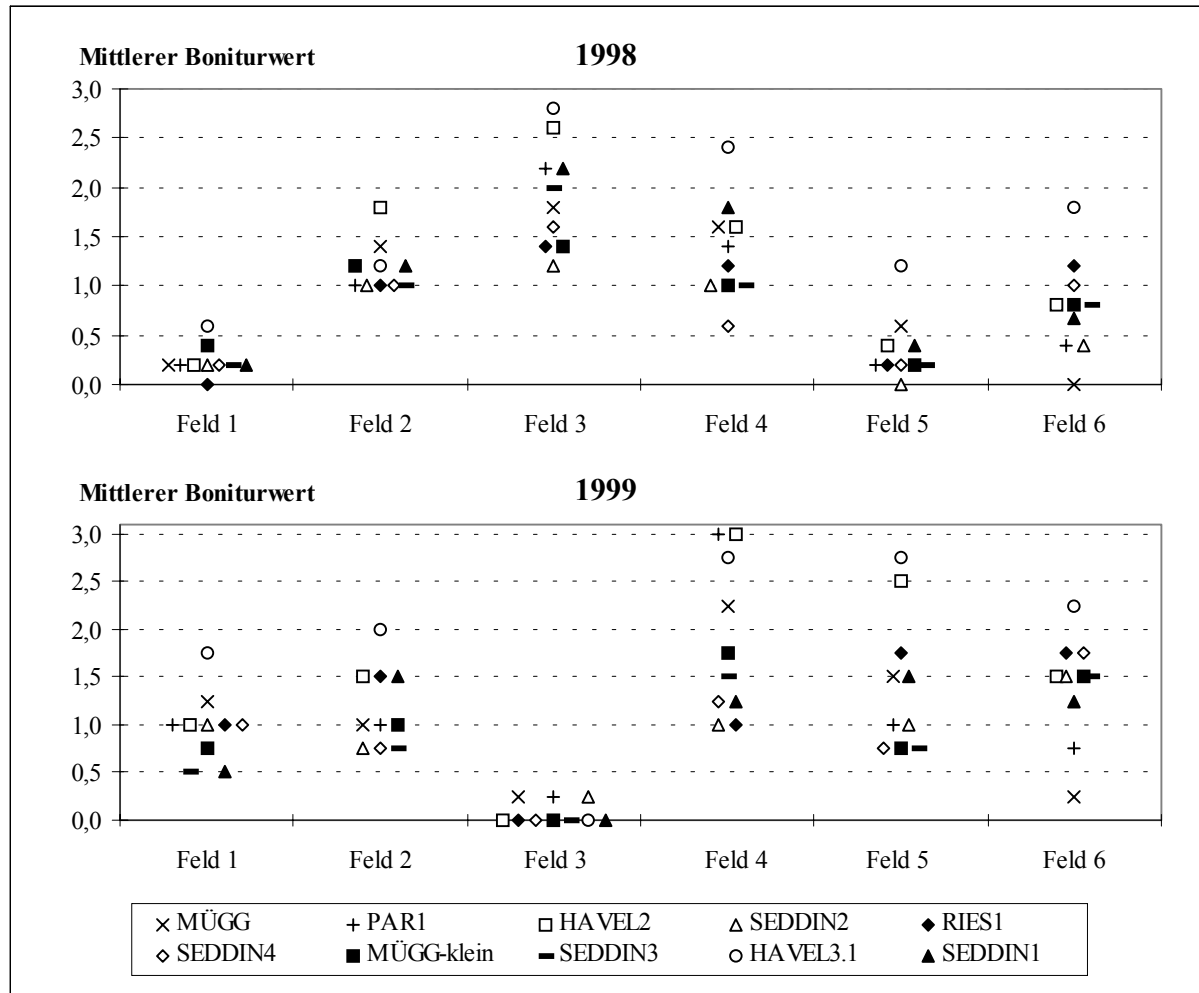


Abb. 32: Mittlerer Boniturwert für Bisamfraßspuren auf den einzelnen Feldern; Mittelwerte der Monate (1998: n=5; 1999: n=4); 0=keine Fraßspuren, 1=geringe, 2=mittlere, 3=starke, 4=sehr starke

Während 1998 auf Feld 3 die häufigsten Fraßspuren registriert wurden, konnte hier 1999 nur noch eine sehr geringe Tätigkeit des Bisams beobachtet werden. Auf Feld 4 hingegen nahm die Fraßtätigkeit von 1998 bis 1999 deutlich zu (Abb. 32).

Die Schädigung durch Bisamratten zeigt Auswirkungen auf die Bestandsstruktur der Schilfklone. So werden z.B. die Halmverluste durch kleinere und dünnere Sekundärhalme ausgeglichen. In der Abbildung 33 werden die Halmlängenverteilungen der Klone mit den unterschiedlichsten Fraßspuren (HAVEL2 und HAVEL3.1: stärkster Bisamfraß / SEDDIN2 und SEDDIN3: geringster Bisamfraß) und der Felder mit den stärksten Unterschieden in der

Fraßtätigkeit (Feld 3: gering / Feld 4: hoch) verglichen (vgl. Abb. 32).

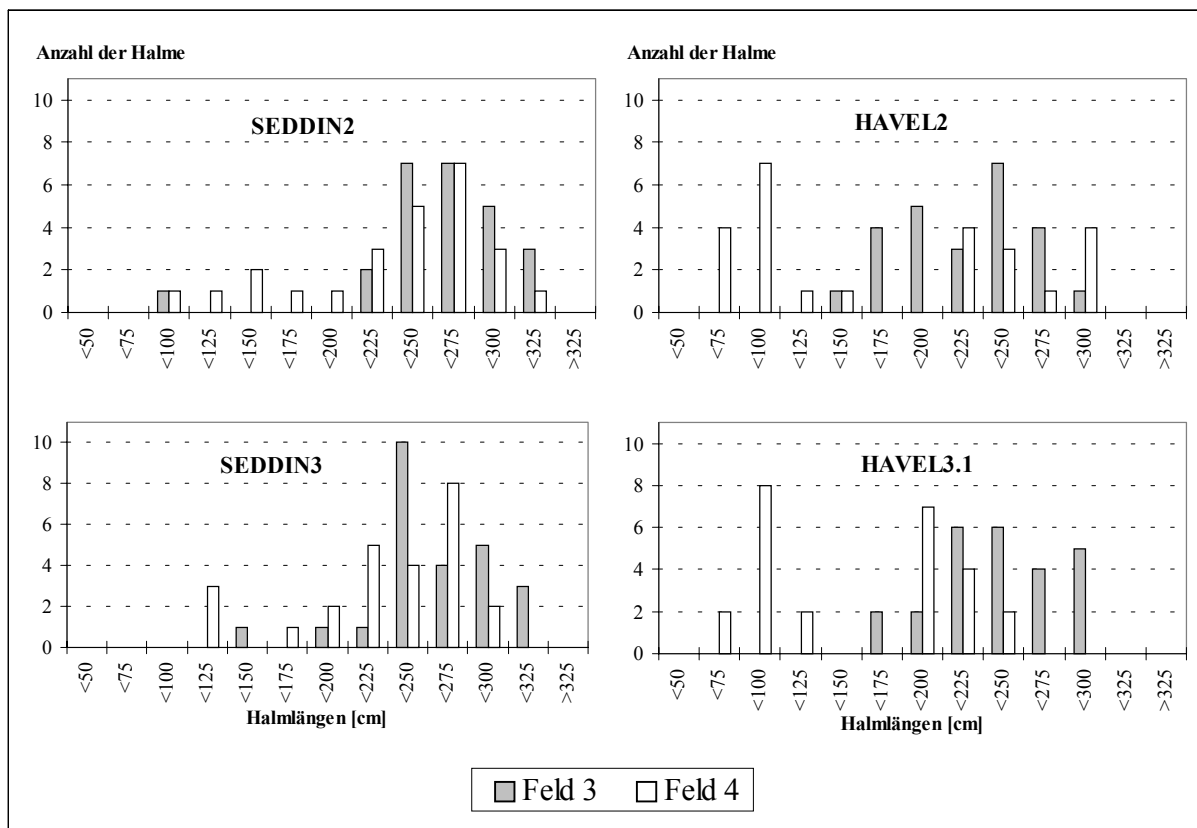


Abb. 33: Halmlängenverteilung zum Ende der Vegetationsperiode (Sep.) 1999 im Wasser auf den Feldern 3 (geringer Bisamfraß) und 4 (starker Bisamfraß) ($n=25$); SEDDIN2 und SEDDIN3 (gering betroffen, *links*) und HAVEL2 und HAVEL3.1 (stark betroffen, *rechts*) vgl. Abb. 31

Der Anteil der kleineren Halme an der Gesamtanzahl der vermessenen Halme lag bei allen Klonen auf Feld 4 höher als auf Feld 3. Bei den HAVEL-Klonen waren diese Unterschiede erheblich, während sie bei den beiden SEDDIN-Klonen relativ gering waren (Abb. 33).

Die durch Gallfliegen und Schilffeule geschädigten Halme wurden zusammengefasst und als prozentualer Anteil der geschädigten Halme am Gesamtbestand angegeben (Abb. 34). Da ein Befall der Schilfhalme durch die Gallfliege erst nach Ausbildung der Galle sicher erkennbar ist, wurden die Daten vom Ende der Vegetationsperiode verwendet.

Die Klone MÜGG, PAR1, RIES1 und SEDDIN4 wiesen am Land einen besonders hohen Anteil geschädigter Halme auf (Abb. 34). Der geringste Anteil wurde bei den Klonen SEDDIN4 und MÜGG-klein beobachtet. Von 1998 bis 1999 nahm der Anteil geschädigter Halme bei den meisten Klonen deutlich zu.

Im Wasser konnte bei den Klonen MÜGG, RIES1 und SEDDIN4 eine hohe Anzahl

geschädigter Halme festgestellt werden (Abb. 34). Die wenigsten geschädigten Halme wurden bei den Klonen SEDDIN4 und MÜGG-klein beobachtet. Der Anteil der geschädigten Halme nahm im Wasser von 1998 bis 1999 bei den meisten Klonen zu. Er blieb aber deutlich geringer als in den landseitigen Beständen (Abb. 34).

Die einzelnen Felder unterschieden sich merklich im Anteil der geschädigten Halme (Abb. 34). Am Land wurde auf den Feldern 1 und 2 ein besonders hoher Anteil gemessen, während auf Feld 3 nur eine geringe Anzahl geschädigter Halme festgestellt werden konnte. Im Wasser wurden die höchsten Werte auf den Feldern 2 und 5 gemessen, die niedrigsten auf den Feldern 3, 4 und 6.

Der Anteil der geschädigten Halme erhöhte sich von 1998 bis 1999 allgemein auf beiden Bereichen (Abb. 34).

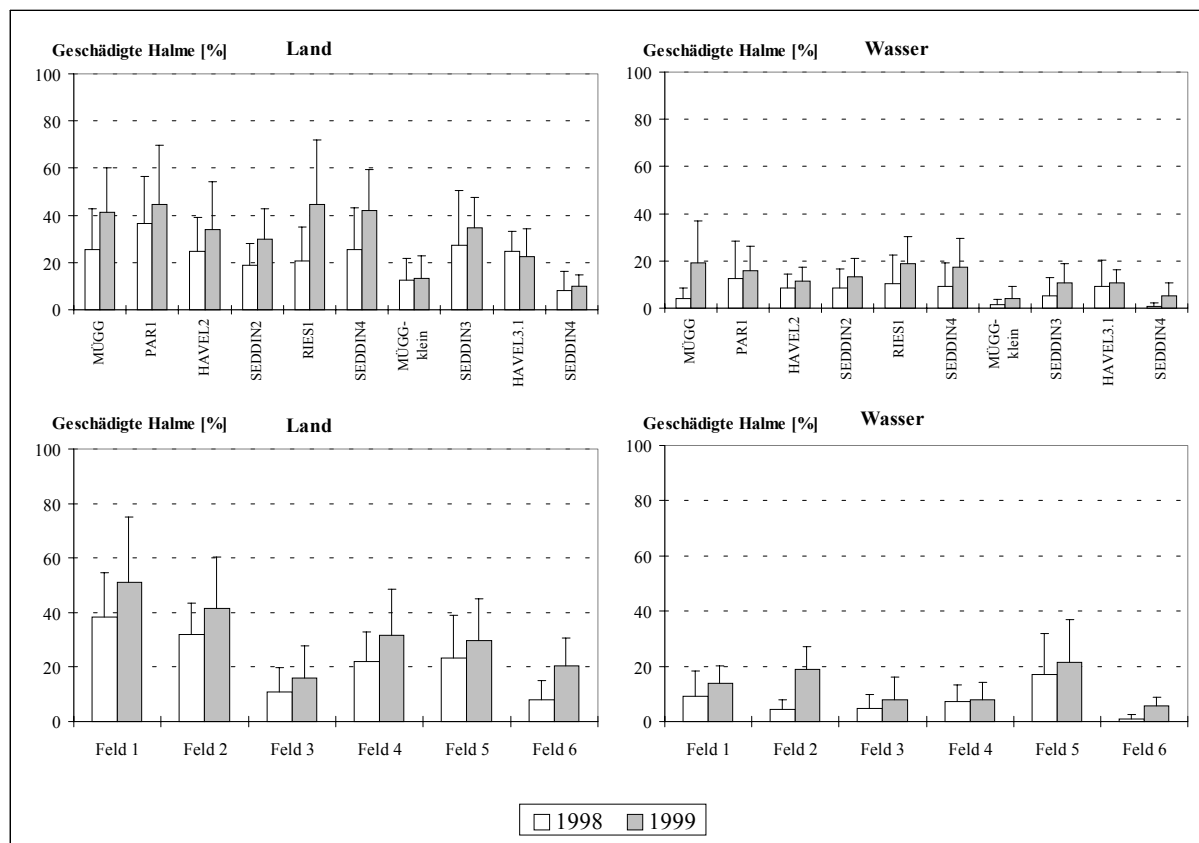


Abb. 34: Prozentualer Anteil der durch Insekten geschädigten Halme am Gesamtbestand zum Ende der Vegetationsperiode der einzelnen Klonen (*oben*, Mittel + Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Felder, $n=6$) und der einzelnen Felder (*unten*, Mittel + Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Klone, $n=10$)

3.2.1.9 Anteil rispenbildender Halme am Gesamtbestand der einzelnen Schilfklone

Auf Statistik wurde beim Vergleich der prozentualen Anteile der Halme mit Rispen verzichtet, da der Einfluss des Genotyps durch den Einfluss der Gallfliege und der Schilffeule auf die Rispenbildung überlagert wird.

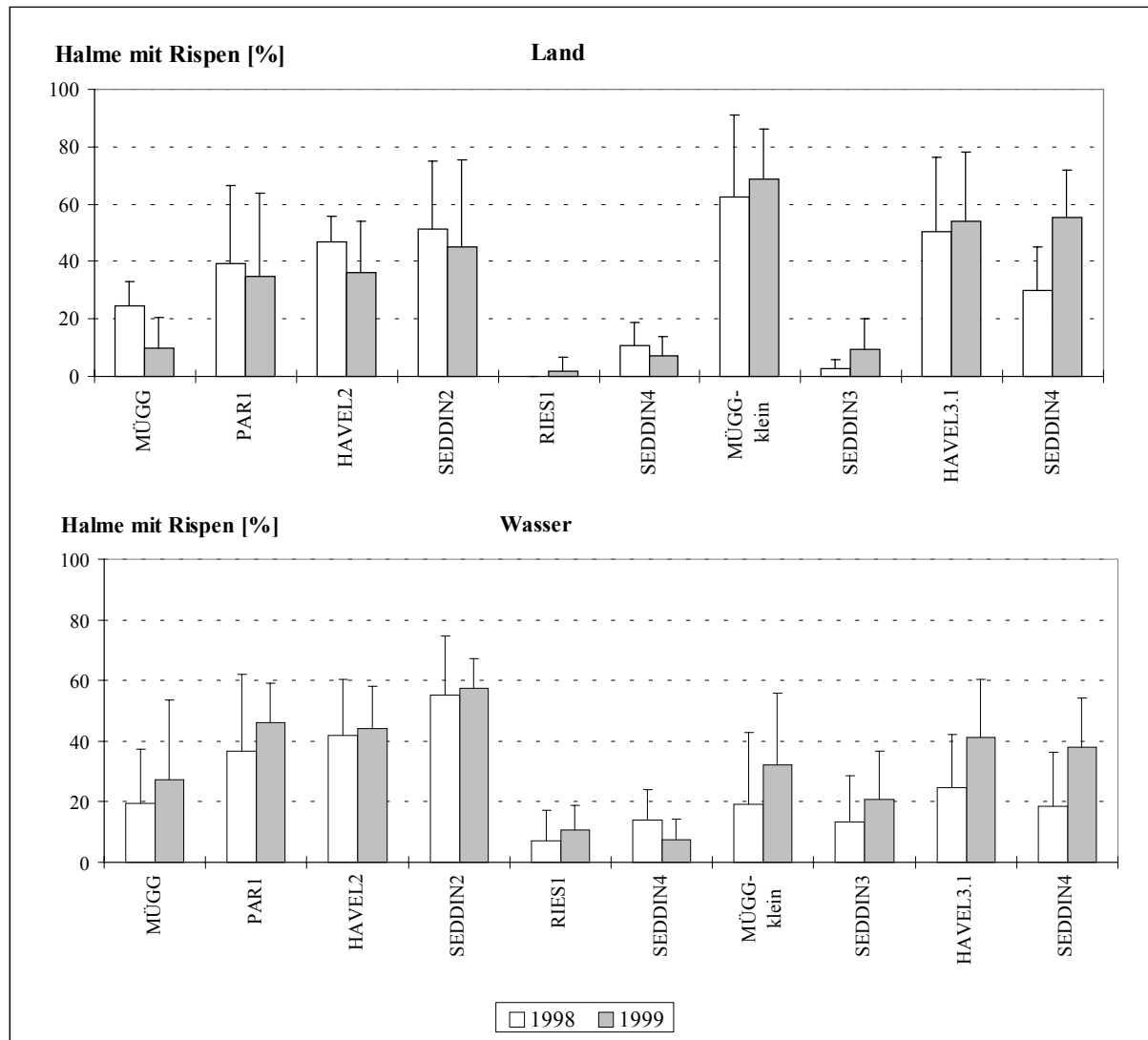


Abb. 35: Prozentualer Anteil der Halme mit Rispen am Ende der Vegetationsperiode; Mittelwerte + Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Felder (n=6)

Alle Schilfklone waren bereits fertil. Die einzelnen Klone unterschieden sich im Prozentsatz rispenbildender Halme zum Teil erheblich (Abb. 35). Am Land zeigten die Klone MÜGG, RIES1, SEDDIN4 und SEDDIN3 1999 einen deutlich geringeren prozentualen Anteil an rispentragenden Halmen als die anderen Klone. Im Wasser wurde der höchste Anteil an Halmen mit Rispen beim Klon SEDDIN2, der geringste Anteil wurde beim Klon SEDDIN4 gemessen (Abb. 35).

Im Wasser nahm der Anteil an rispenbildenden Halmen von 1998 bis 1999 bei allen

Klonen, außer SEDDIN4, zu. Am Land konnte nur bei Klon SEDDIN1 eine Zunahme beobachtet werden. Bei den anderen Klonen gab es nur geringe Veränderungen. Beim Klon MÜGG wurde eine Verringerung registriert (Abb. 35).

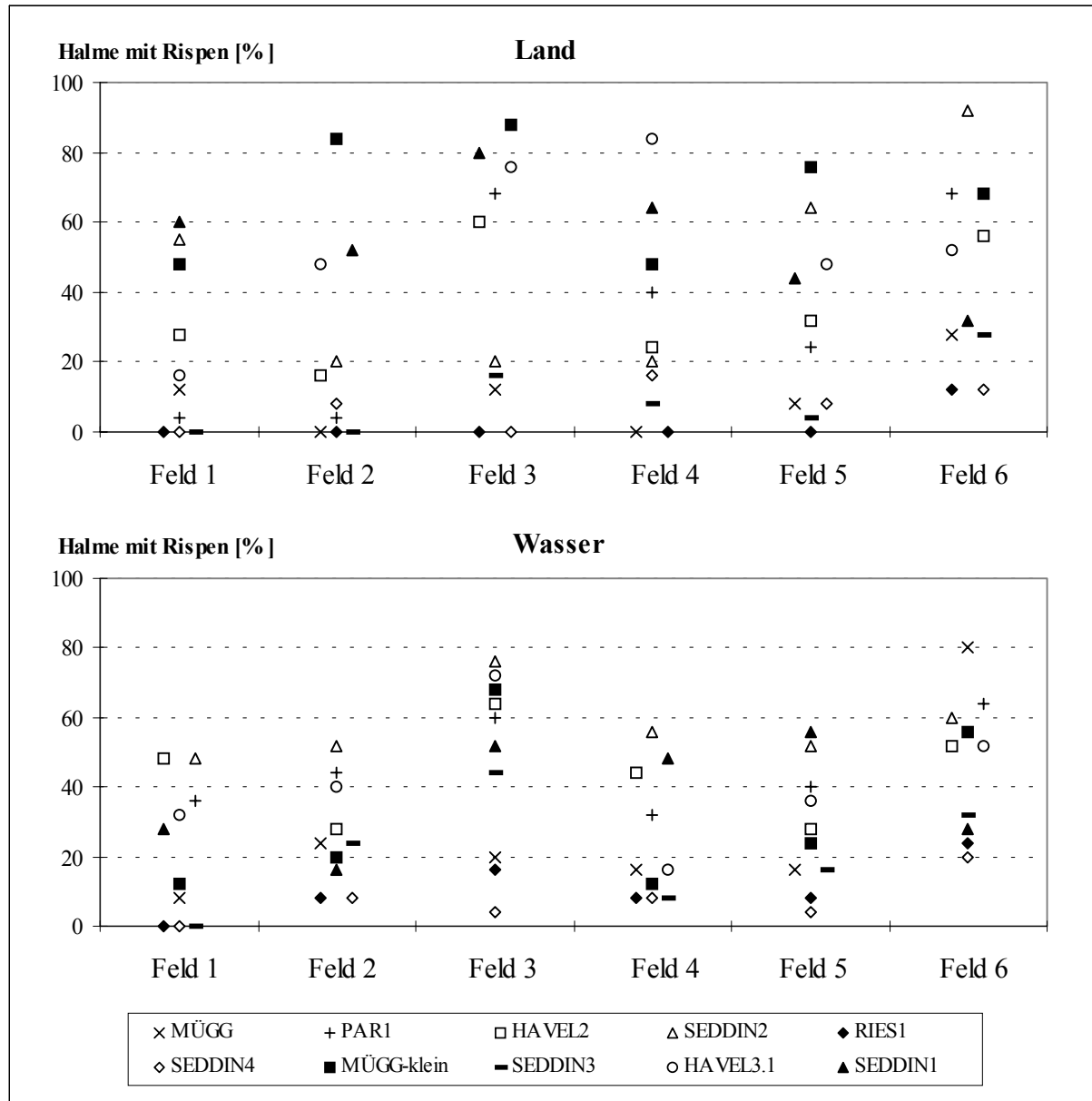


Abb. 36: Prozentualen Anteile der Halme mit Rispen am Ende der Vegetationsperiode im Jahr 1999; Daten der einzelnen Schilfklone

Die Positionen der Klone in der Rangfolge variierte von Feld zu Feld (Abb. 36). Dabei hatten RIES und SEDDIN4 häufig eine niedrige Position, während MÜGG-klein am Land und SEDDIN2 im Wasser meist hohe Positionen erreichten. Bei andere Klone hingegen, wie z.B. MÜGG und PAR1, war die Anzahl rispenbildender Halme und die Position in der Rangfolge auf den einzelnen Feldern sehr unterschiedlich. Die Unterschiedlichkeit der Standortverhältnisse auf den einzelnen Feldern, die bereits hinsichtlich der morphometrischen

Merkmale und der Wüchsigkeit festgestellt wurde, wirkte sich auch auf die Blütenbildung aus. Am Land war auf dem Feld 2 der Anteil an Halmen mit Rispe besonders gering, auf den Feldern 3 und 6 lag er höher als auf den übrigen Feldern (Abb. 36). Im Wasser konnten ähnliche Verhältnisse beobachtet werden.

3.2.2. Vergleich mit den Herkunftsstandorten

Die zum Vergleich herangezogenen Daten wurden an 6 ausgewählten Schilfklonen an den Herkunftsstandorten im Rahmen von Langzeituntersuchungen von der AG Ökologie der Humboldt-Universität zu Berlin erhoben und konnten verschiedenen Publikationen entnommen werden. Die für SEDDIN1 bis SEDDIN4 am ursprünglichen Standort gewonnenen Daten (KÜHL et al. 1999) beziehen sich auf den Zeitraum 1992 bis 1995. Für die Herkunftsbestände von PAR1 und MÜGG wurden Messungen aus dem Zeitraum 1991 bis 1996 herangezogen (ZEMLIN et al. 2000). An allen Herkunftsstandorten wuchsen die Schilfklone stets im Wasser und nie am Land.

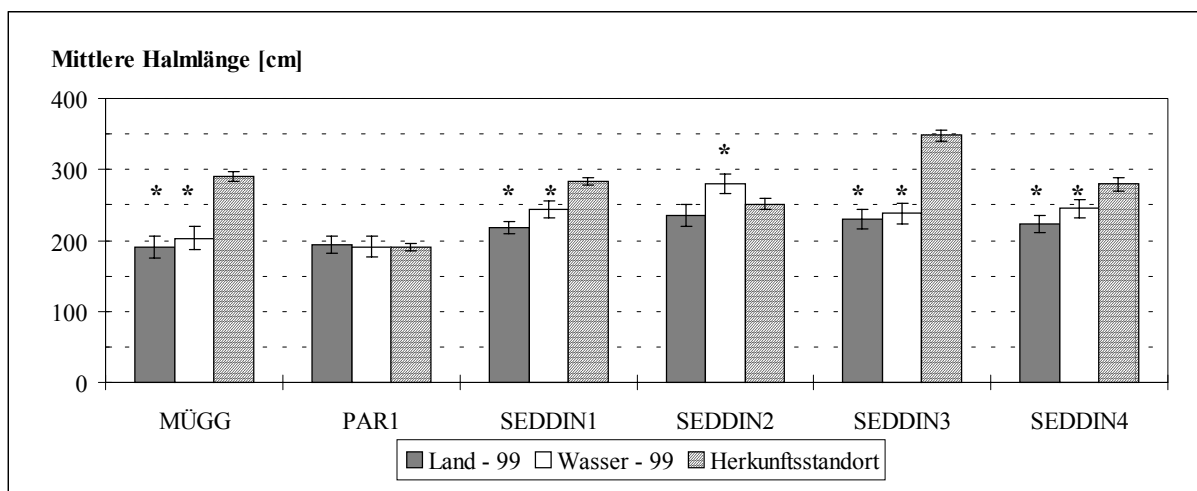


Abb. 37: Halmlängen am Ende der Vegetationsperiode auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1999 ($n=60$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten verschiedener Jahre (SEDDIN-Klone 1992-95 [$n=100$] / PAR1 und MÜGG 1991-96 [$n=275$]); signifikante Unterschiede zum Herkunftsstandort mit * gekennzeichnet (U-Test, $p < 0,05$)

Die mittleren Halmlängen der Klone MÜGG, SEDDIN1, SEDDIN3 und SEDDIN4 waren auf den Pflanzflächen signifikant geringer als am Herkunftsstandort (Abb. 37). SEDDIN2 dagegen zeigte am Land vergleichbare Halmlängen, erreichte aber im Wasser signifikant höhere Werte als der Herkunftsbestand. Beim Klon PAR1 konnten keine Unterschiede in der Halmlänge zwischen den Mittelwerten auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort festgestellt werden (Abb. 37).

Beim mittleren Halmdurchmesser zeigten alle Klone auf den Pflanzflächen am Land signifikant geringere Werte als bei den Herkunftsbeständen (Abb. 38). Im Wasser war bei MÜGG und SEDDIN3 auf der Pflanzung der Durchmesser ebenfalls signifikant geringer als im Herkunftsbestand. SEDDIN1 und SEDDIN4 erreichten im Wasser die langjährigen

Mittelwerte am Herkunftsstandort, während die Klone PAR1 und SEDDIN2 sogar signifikant höhere Halmdurchmesser als ihre Herkunftsbestände realisierten (Abb. 38).

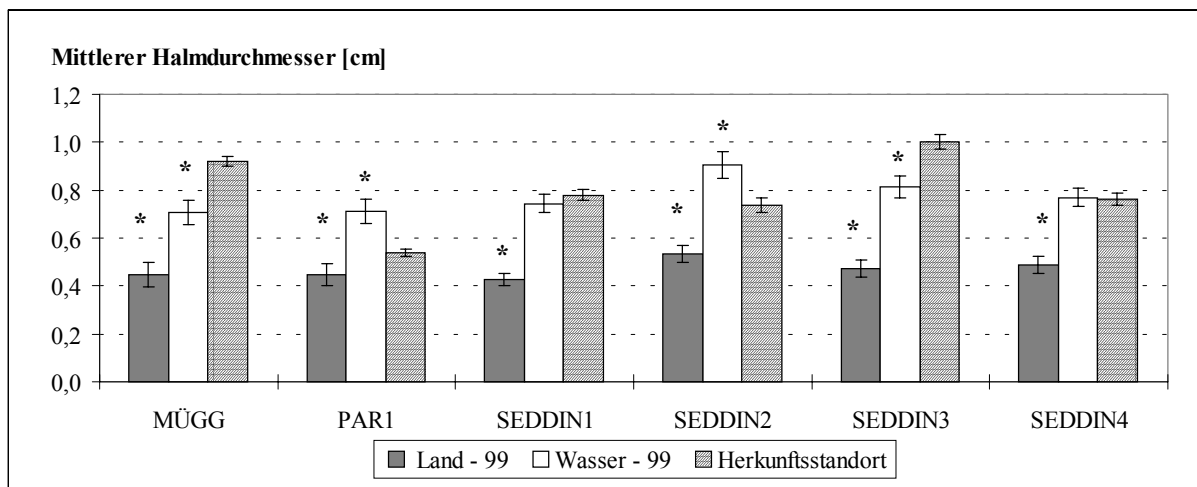


Abb. 38: Halmdurchmesser am Ende der Vegetationsperiode auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1999 ($n=60$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten verschiedener Jahre (SEDDIN-Klone 1992-95 [$n=100$] / PAR1 und MÜGG 1991-96 [$n=275$]); signifikante Unterschiede zum Herkunftsstandort mit * gekennzeichnet (U-Test, $p<0,05$)

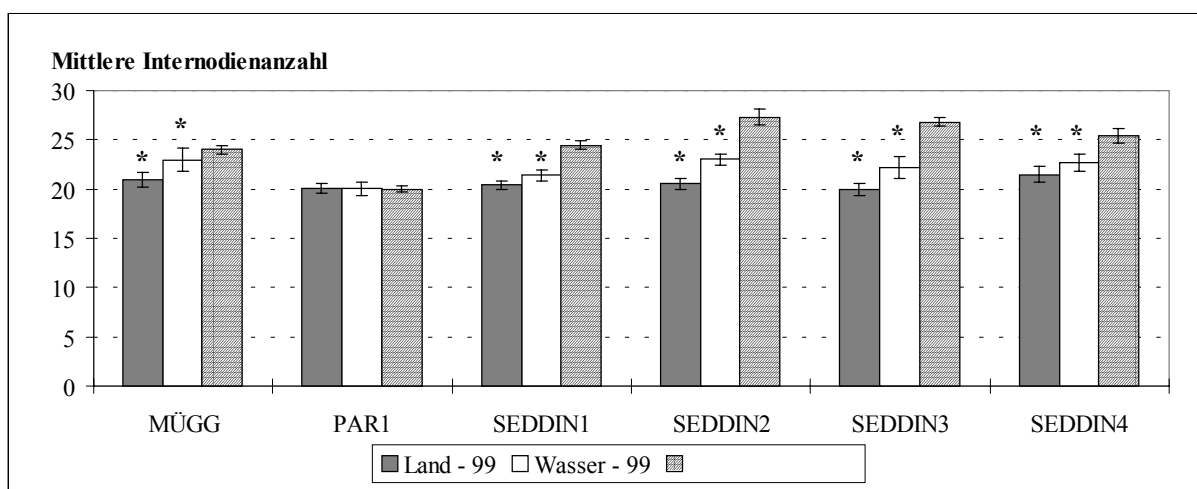


Abb. 39: Internodienanzahl am Ende der Vegetationsperiode auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1999 ($n=60$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten verschiedener Jahre (SEDDIN-Klone 1992-95 [$n=100$] / PAR1 und MÜGG 1991-96 [$n=275$]); signifikante Unterschiede zum Herkunftsstandort mit * gekennzeichnet (U-Test, $p<0,05$)

An den Herkunftsbeständen war die Internodienzahl höher als auf der Pflanzung. Der Unterschied waren einzig bei PAR1 nicht signifikant (Abb. 39).

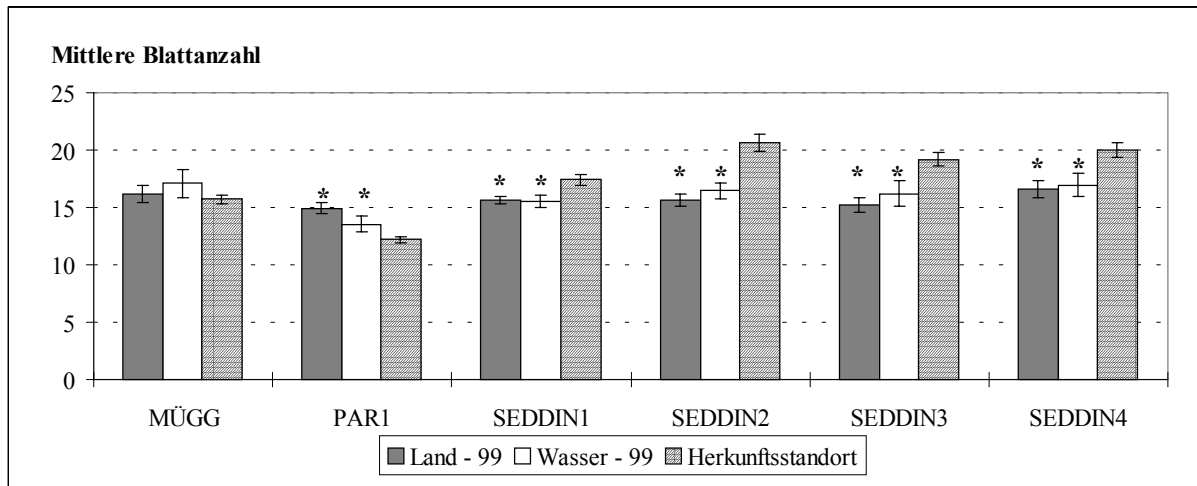


Abb. 40: Blattanzahl am Ende der Vegetationsperiode auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1999 ($n=60$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten verschiedener Jahre (SEDDIN-Klone 1992-95 [$n=100$] / PAR1 und MÜGG 1991-96 [$n=275$]); signifikante Unterschiede zum Herkunftsstandort mit * gekennzeichnet (U-Test, $p<0,05$)

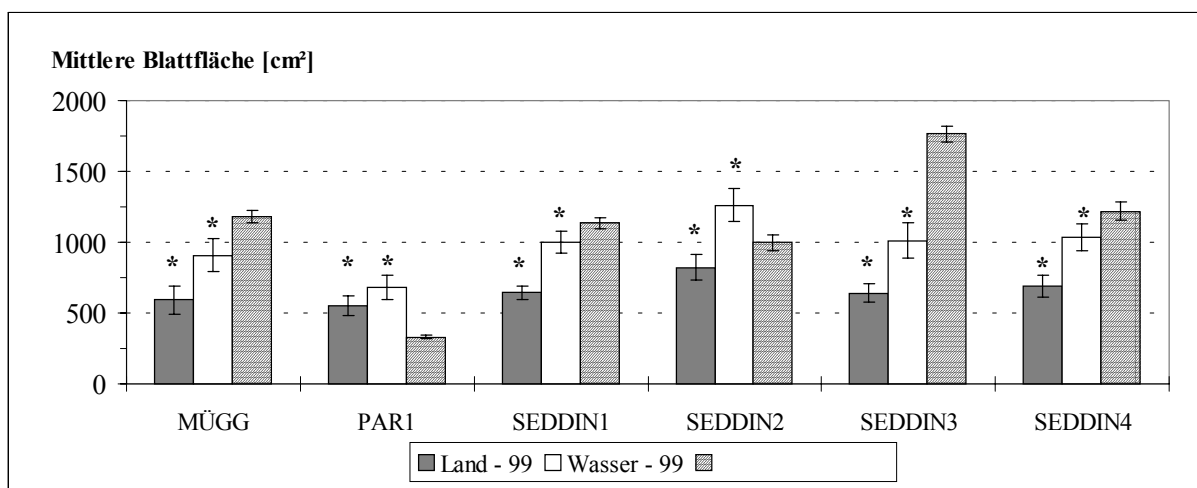


Abb. 41: Blattfläche pro Halm am Ende der Vegetationsperiode auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1999 ($n=60$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten verschiedener Jahre (SEDDIN-Klone 1992-95 [$n=100$] / PAR1 und MÜGG 1991-96 [$n=275$]); signifikante Unterschiede zum Herkunftsstandort mit * gekennzeichnet (U-Test, $p<0,05$)

Die mittlere Anzahl der Blätter war bei den SEDDIN-Klonen auf den Pflanzungen signifikant geringer als am Herkunftsstandort (Abb. 40). MÜGG zeigte auf den Pflanzflächen keine signifikanten Unterschiede in der Blattanzahl zum Herkunftsbestand, während bei PAR1 auf den Versuchsfeldern mehr Blätter gebildet wurden als am Herkunftsstandort.

Die mittlere Blattfläche pro Halm war bei den Klonen MÜGG, SEDDIN1, SEDDIN3 und SEDDIN4 auf den Pflanzflächen signifikant geringer als am Herkunftsstandort (Abb. 41). Bei SEDDIN2 wurden am Land geringere, im Wasser aber höhere Blattflächen als beim

Herkunftsbestand gemessen. PAR1 erreichte auf den Pflanzflächen signifikant höhere Blattflächen als am Herkunftsstandort (Abb. 41).

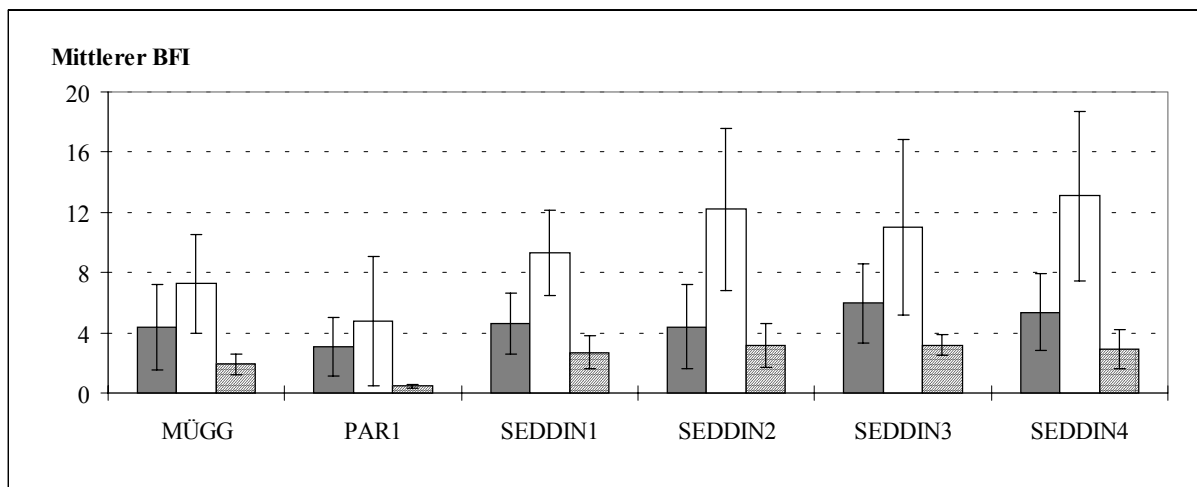


Abb. 42: Blattflächenindex am Ende der Vegetationsperiode auf den Pflanzflächen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm Standardabweichung, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1999 ($n=6$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten verschiedener Jahre (SEDDIN-Klone 1992, 93, 95 [$n=3$] / PAR1 und MÜGG 1991-96 [$n=6$])

Für den mittleren Blattflächenindex lagen zuwenig Daten für eine statistische Prüfung des Vergleiches zwischen der Pflanzung und dem Herkunftsstandort vor. Bei allen ausgewählten Klonen war jedoch der mittlere Blattflächenindex auf der Pflanzung höher als am Herkunftsstandort (Abb. 42). Die geringsten Unterschiede zum Herkunftsbestand wurden bei SEDDIN2 am Land bestimmt. Beim Klon PAR1 war auf den Pflanzflächen der Blattflächenindex im Wasser um das 10fache höher als am mesotrophen Herkunftsstandort.

3.2.3. Stickstoffgehalt der Schilfhalme

3.2.3.1 Veränderungen des Stickstoffgehaltes in der Vegetationsperiode

Die Stickstoffgehalte in den Halmen der zehn Schilfklone wurde im Jahre 1998 auf den Felder 2 und 6 durchgeführt, da aus den bereits dargestellten Ergebnissen hervorgeht, dass auf dem Feld 6 deutlich bessere Wachstumsbedingungen vorlagen und die Möglichkeit bestand, dass sich die beiden Standorte hinsichtlich der Stickstoffbereitstellung unterscheiden.

Bei MÜGG-klein, SEDDIN3, HAVEL3.1 und SEDDIN1 konnten im Mai und Juli auf Feld 6 im Wasser keine Proben genommen werden, da der Vorwuchs in das Wasser sehr gering war. Erst ab Juli wurde bei diesen Klonen ein stärkerer Vorwuchs beobachtet, so dass eine Probenahme dann in den Monaten September und Oktober erfolgen konnte.

Die jahreszeitliche Veränderung des Stickstoffgehalts in der Halm Trockenmasse (N_{TM}) war bei den einzelnen Klonen vergleichbar. (Abb. 43). Im Allgemeinen wurden die höchsten Stickstoffgehalte in der Trockenmasse jeweils auf Feld 2 im Wasser gemessen (Abb. 43). Die geringsten Gehalte wurden meist auf Feld 6 am Land bestimmt. Die höchsten N_{TM} -Gehalte wurden bei den meisten Klonen im Mai bestimmt (Land: 1,9 - 3,1 % / Wasser: 2,2 - 3,3 %), die geringsten im Oktober (Land: 0,6 - 1,5 % / Wasser: 1,1 - 2,1 %). Die Abnahme der Stickstoffgehalte von Mai bis Oktober erfolgte nicht stetig. Auf Feld 2 blieben im Wasser die N_{TM} -Gehalte bei den Klonen SEDDIN2, RIES1, SEDDIN4 und MÜGG-klein vom Juli zum September relativ konstant oder stiegen leicht an (Abb. 43), während der Stickstoffgehalt auf dem Feld 6 etwas niedriger lagen und im Verlauf des Sommers stets abnahmen. Diese Abnahme ist sicher eine Folge des Wachstums, das auf Feld 6 demjenigen auf Feld 2 deutlich überlegen war. Das Ergebnis weist bereits darauf hin, dass die Wachstumslimitation auf Feld 2 durch einen anderen Faktor als die Stickstoffbereitstellung beruhte.

Eine Zusammenfassung der Messungen im Mai, Juli, September und Oktober auf den Feldern 2 und 6 zeigte keine Unterschiede zwischen den Schilfklonen in den Stickstoffgehalten der Trockenmassen (Abb. 44). Die Werte für den überstauten Teil der Bestände waren dagegen bei allen Klonen (außer SEDDIN2) signifikant höher als für den nicht überstauten Teil ($p < 0,05$; gepaarter t-Test).

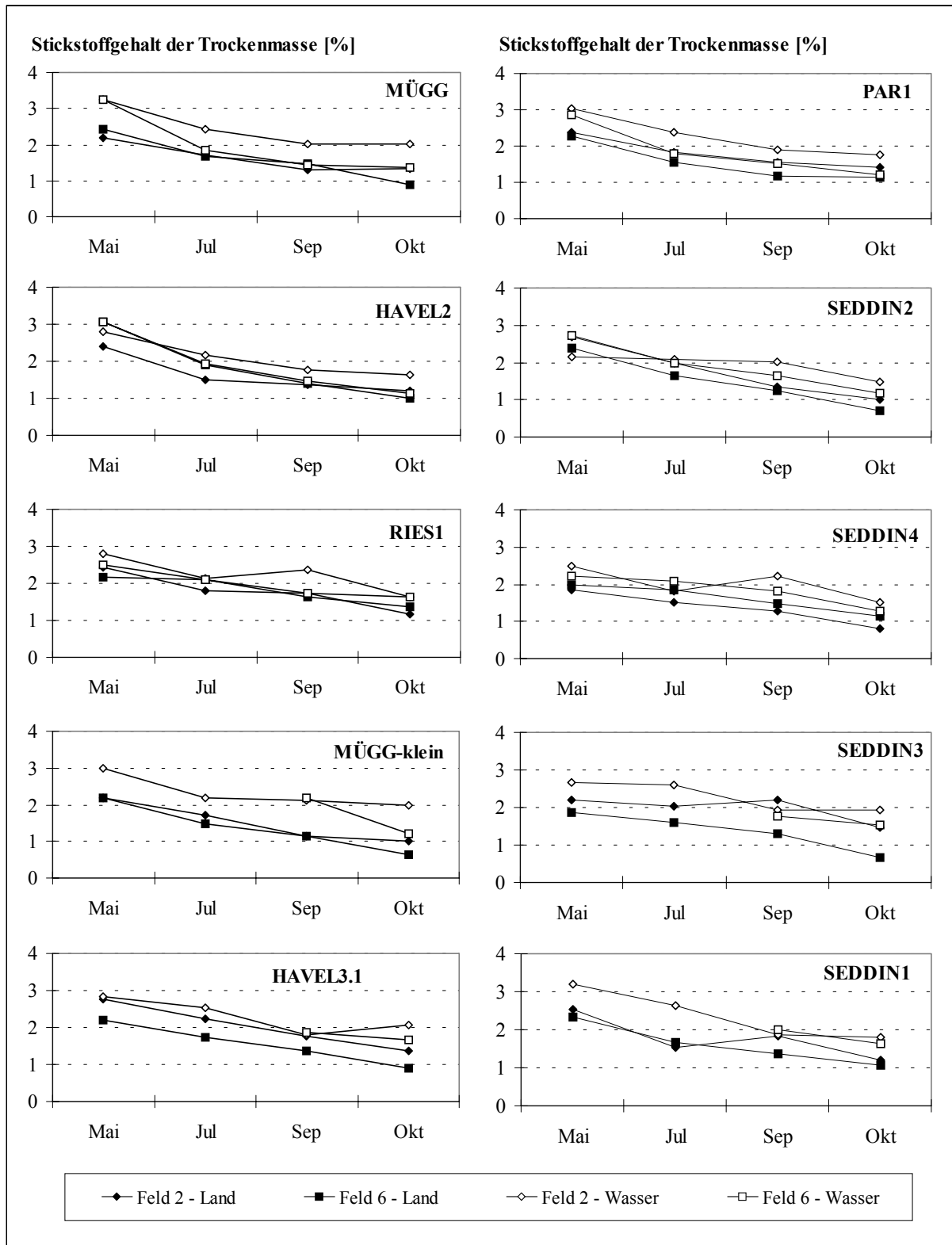


Abb. 43: Jahreszeitliche Entwicklung des Stickstoffgehalts der Halm-trockenmassen 1998 auf den Feldern 2 und 6

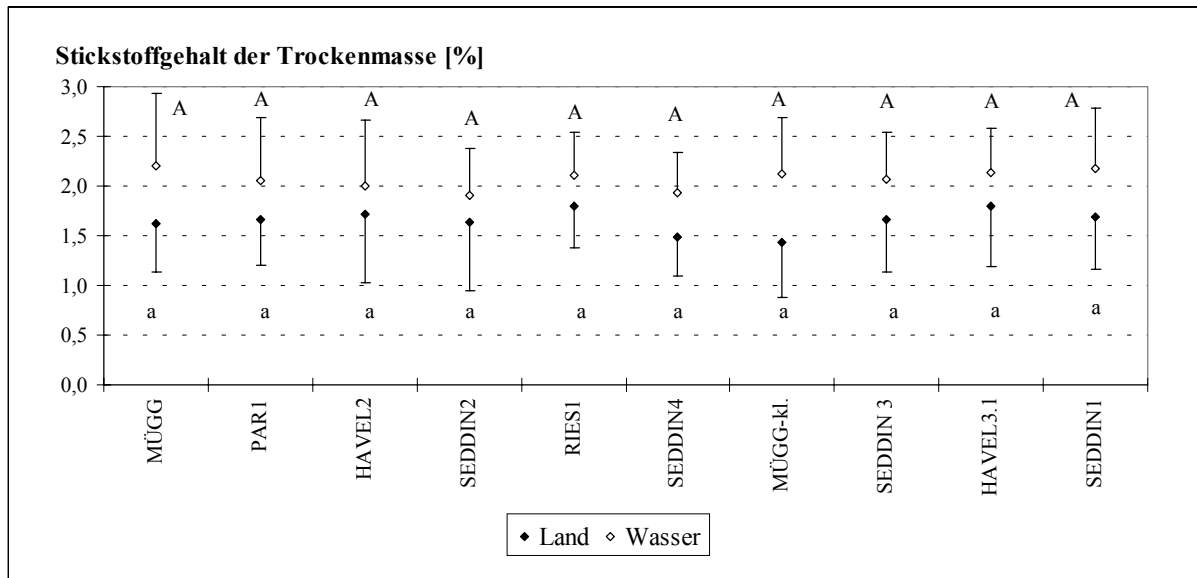


Abb. 44: Stickstoffgehalt der Halm Trockenmassen der einzelnen Klone 1998; Mittelwerte \pm Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Messungen auf den Feldern 2 und 6, ($n=8$), Test auf signifikante Unterschiede: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Die jahreszeitliche Entwicklung der Stickstoffgehalte pro Einzelhalm (N_{Halm}) verlief bei den meisten Klonen vergleichbar (Abb. 45). Diese Werte nahmen allgemein von Mai bis September zu. Während bei den am Land wachsenden Halmen von September bis Oktober stets der Stickstoffgehalt auf Grund der Verlagerung ins Rhizom zurück ging, war dies im überstauten Teil der Bestände nur teilweise der Fall. Die höchsten Werte lagen am Land zwischen 0,05 und 0,33 g N/Halm und im Wasser zwischen 0,06 und 0,38 g N/Halm (Abb. 45). Die geringste mittlere Stickstoffmenge in einem Halm wurde für alle Klone auf Feld 2 am Land bestimmt (Abb. 45). Auf beiden Feldern waren am Jahresende die Werte im überstauten Teil der Bestände bei den meisten Klonen höher als im nicht überstauten Teil. Die höchsten Werte wurden meist auf Feld 6 erreicht.

Bei einer Zusammenfassung aller Daten zum Halmstickstoff von den Feldern 2 und 6 konnten zwischen einigen Schilfklonen signifikante Unterschiede festgestellt werden (Abb. 46). Die geringsten Halmstickstoffwerte wurden bei MÜGG-klein gemessen (Land: 0,05 g N/Halm; Wasser: 0,09 g N/Halm), die höchsten jeweils bei SEDDIN2 (Land: 0,18 g N/Halm; Wasser: 0,21 g N/Halm). Der Unterschied zwischen Land und Wasser war nur bei RIES1 signifikant ($p<0,05$, gepaarter t-Test).

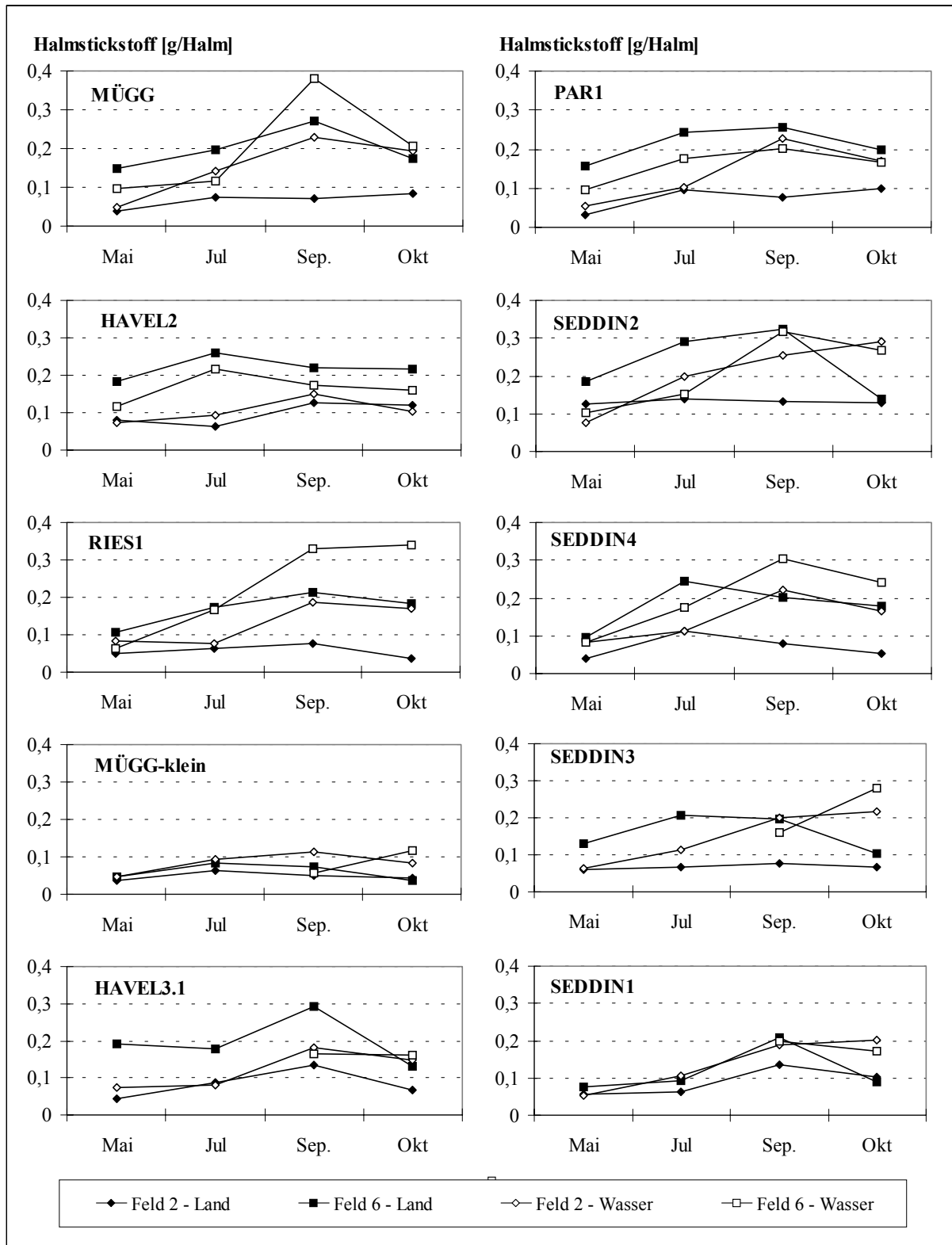


Abb. 45: Jahreszeitliche Entwicklung der Halmstickstoffmenge 1998 auf den Feldern 2 und 6

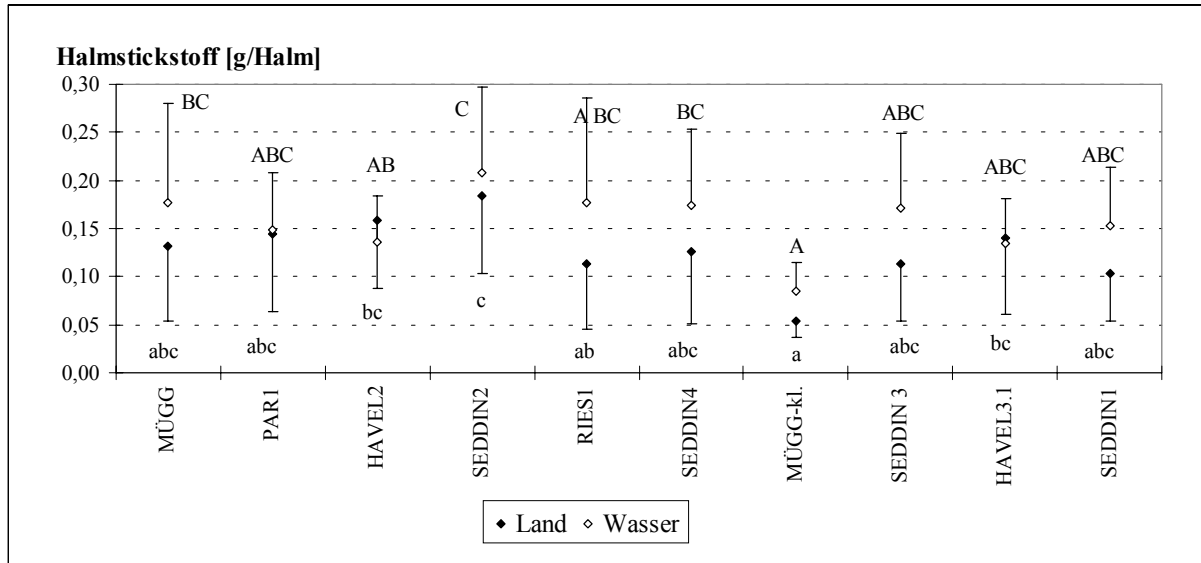


Abb. 46: Halmstickstoffmenge der einzelnen Klone 1998; Mittelwerte \pm Standardabweichung, zusammengefasste Daten der Messungen auf den Feldern 2 und 6 ($n=8$), Test auf signifikante Unterschiede: Friedman, post-Test Wilcoxon-Wilcox (Klone ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

3.2.3.2 Vergleich der Veränderungen im N-Gehalt der Halme ausgewählter Klone auf der Pflanzung mit denjenigen an den Herkunftsstandorten

Im Jahre 1998 wurde die Veränderung der Halmstickstoffgehalte bei dem Klon MÜGG (eutropher Herkunftsstandort) und dem Klon PAR1 (mesotropher Herkunftsstandort) eingehender analysiert, um einen Vergleich mit den mehrjährigen Daten, die für die Herkunftsstandorte vorliegen und z. T. bereits publiziert sind (KOHL et al. 1998, 2000) durchführen zu können. Ein Teil der verwendeten Daten stammt aus eigenen Messungen, die in den Jahren 1993-95 durchgeführt wurden.

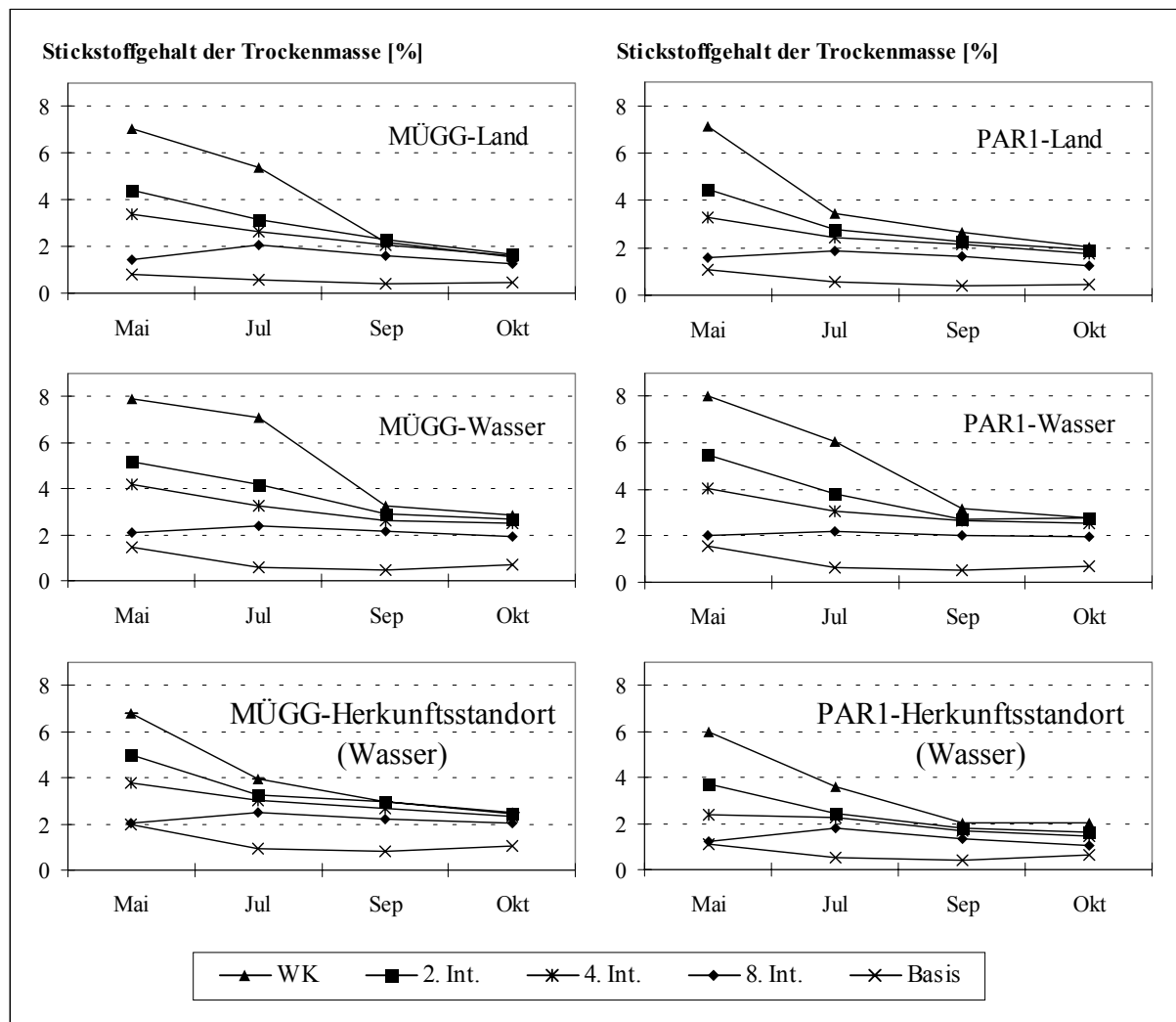


Abb. 47: Saisonale Veränderung der Stickstoffgehalte in einzelnen Sprossabschnitten von MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte, Pflanzungen: Mittelwert der Felder 1998 ($n=6$), Herkunftsstandort: Mittelwert 1993-95 ($n=3$); WK=Wachstumskegel, 2. 4. 8. Internodium (Int.) von oben, Basis=Basalinternodium

Bei Bezug auf Trockenmasse veränderte sich der Stickstoffgehalt in einzelnen Sprossabschnitten im Jahresverlauf bei den Klonen MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen und bei

den ursprünglichen Beständen ähnlich (Abb. 47). Zur Hauptwachstumszeit im Mai waren die mittleren Stickstoffgehalte am höchsten im Wachstumskegel (6,0-8,0 %). Die geringsten Gehalte wurden in der Basis gemessen (0,8-2,0 %). Der vertikale Gradient im Halm, der auf dem unterschiedlichen Alter der analysierten Sprossabschnitte und der starken Vakuolisierung und Sklerenchymbildung in den älteren Sprossteilen beruht, war im Mai, während der Hauptwachstumsphase, besonders ausgeprägt. Das 8. Internodium (Blatt eingeschlossen) und die spreitenfreie Basis zeigten bereits im Frühjahr sehr niedrige Werte (Abb. 47). Im Mai hatte das in 8. Position (von oben) liegende Internodium stets einen geringeren N-Gehalt als das im Juli als 8. Internodium analysierte (nicht identische) Halmsegment, welches ein wesentlich größeres Blatt als dasjenige im Mai enthält. Diese Veränderung spiegelt nicht wirklich einen N-Speicherprozess wider, sondern beruht auf der unterschiedlichen Entwicklung der untersuchten Segmente. Beim Basalinternodium wurde von Mai bis Juli eine Abnahme der prozentualen Stickstoffgehalte gemessen. Im Gegensatz zu höher liegenden Halmbereichen stiegen aber die N-Gehalte hier von September zum Oktober wieder leicht an (Abb. 47).

Im Wasser wurden höhere Stickstoffgehalte als am Land gemessen, vor allem in den oberen Halmabschnitten. Die N-Gehalte der beiden Klone waren auf den Pflanzungen ähnlich. An den Herkunftsstandorten unterschieden sich dagegen die Stickstoffgehalte in der Trockenmasse. Bei PAR1 wurden am ursprünglichen Standort geringere Werte gemessen als beim Herkunftsbestand vom Klon MÜGG (Abb. 47). Für die Wachstumskegel wurden in den Monaten Mai und Juli auf den Pflanzungen bei beiden Klonen höhere N-Werte gemessen als bei den Ursprungsklonen.

Aus den für die einzelnen Abschnitte erfassten Stickstoffgehalten wurde entsprechend einer bereits früher eingesetzten Formel (KÜHL 1989, vgl. 2.4.1 MATERIAL UND METHODEN) der mittlere Stickstoffgehalt der Halme in % der Trockenmasse berechnet (N_{TM} , Abb. 48). Dieser Wert nahm im Verlauf der Vegetationszeit bei beiden untersuchten Klonen auf der Pflanzung in sehr ähnlicher Weise ab, wobei die Werte für beide Klone annähernd übereinstimmten. Die Abnahme ist im überstauten Teil der Bestände, wo die N-Gehalte höher sind, im September beendet, während sie im nicht überstauten Teil der Bestände, wo die N_{TM} -Gehalte niedrige sind, sich bis zum Oktober weiter vollzieht. Am eutrophen Herkunftsstandort Müggelsee verhält sich der im Wasser stehende Klon MÜGG ganz ähnlich wie die beiden Klone MÜGG und PAR1 im überstauten Bereich der Pflanzung. Dagegen ist der im Wasser des mesotrophen Parsteiner Sees stehende Klon PAR1 mit seinen niedrigen

N_{TM} -Gehalten und der Abnahme des N_{TM} -Gehaltes bis zum Oktober vergleichbar mit beiden Klonen, die auf der Pflanzung am Land stehen.

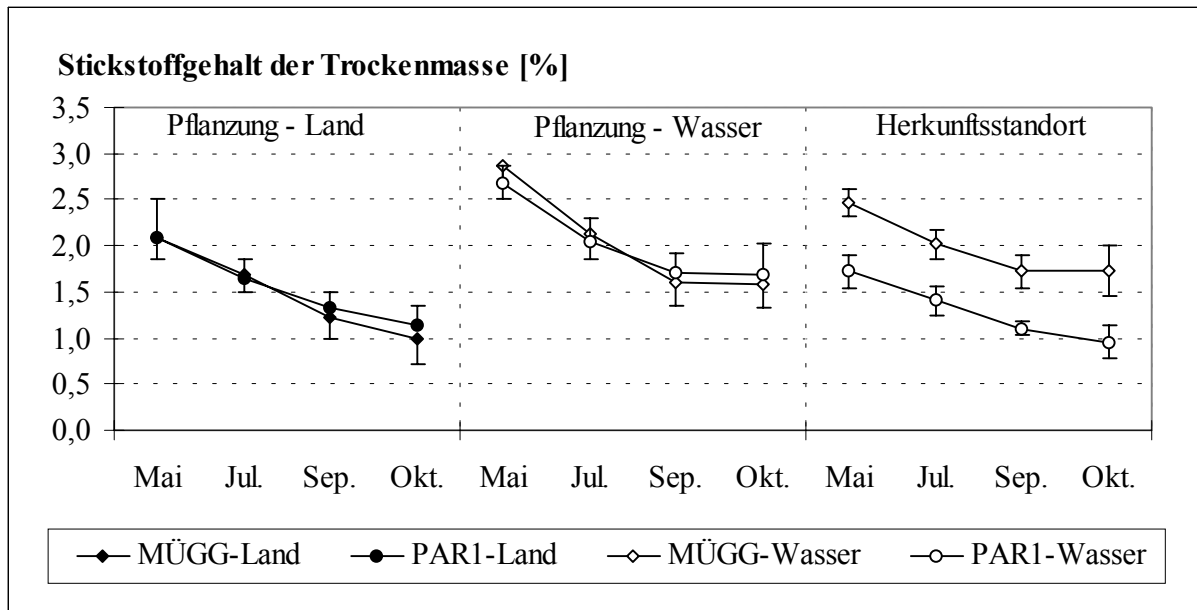


Abb. 48: Saisonale Veränderungen der Stickstoffgehalte in der Halmtrockenmasse von MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm Standardabweichungen (Pflanzungen MÜGG nach unten / PAR1 nach oben), Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1998 ($n=6$), Herkunftsbestand: zusammengefasste Daten 1993-95 ($n=3$)

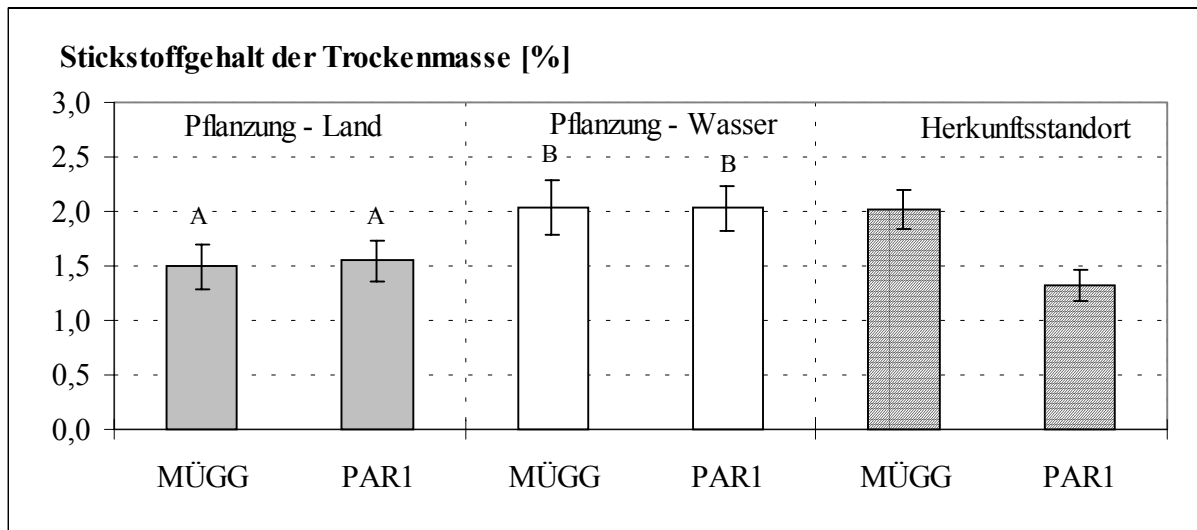


Abb. 49: Stickstoffgehalte in der Halmtrockenmasse von MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder und Monate 1998 ($n=24$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten Mai-Okt. 1993-95 ($n=18$); Test auf signifikante Unterschiede auf den Pflanzungen: ANOVA, post-Test S-N-K (Säulen ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Die Unterschiede in den Stickstoffgehalten von im Wasser und am Land stehenden

Halmen beider Klone sind statistisch gesichert, während die beiden Klone auf den Pflanzungen ähnliche Werte erreichten. Dagegen bestanden im Vergleich der Stickstoffgehalten in den Halmtrockenmassen der Herkunftsbestände deutliche Unterschiede (Abb. 49).

Die Berechnung des mittleren Stickstoffgehaltes in einem Halm (N_{Halm}) ergab auf den Pflanzungen im Wasser für PAR1 deutlich höhere, für MÜGG deutlich niedrigere Werte als am Herkunftsstandort (Abb. 50). In den Monaten Mai und Juli lagen die Werte für den überstauten und den nicht überstauten Bereich relativ eng zusammen, erst im September zeigten sich Unterschiede zwischen den Pflanzen am Land (PAR1: 0,13 g N/Halm - MÜGG: 0,13 g N/Halm) und denen im Wasser, wobei der Klon MÜGG höhere N_{Halm} -Gehalte realisierte als der Klon PAR1 (Abb. 50). Zum Herbst verringerten sich die Stickstoffgehalte pro Einzelhalm durch eine N-Verlagerung in die Rhizome auf den Pflanzungen um folgende Werte: MÜGG-Land 26 %, MÜGG-Wasser 23 %, PAR1-Land 22 % und PAR1-Wasser 19 %.

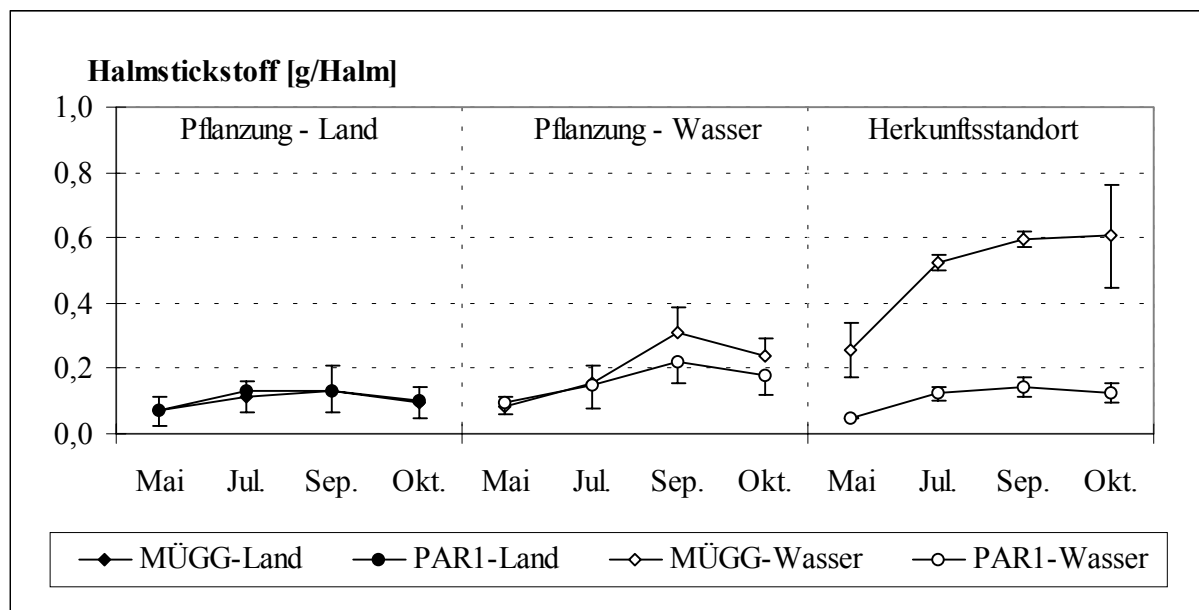


Abb. 50: Saisonale Veränderungen der Halmstickstoffmengen von MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm Standardabweichungen (Pflanzungen MÜGG nach oben / PAR1 nach unten), Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder 1998 ($n=6$), Herkunftsbestand: zusammengefasste Daten 1993-95 ($n=3$)

Bei MÜGG wurde am Herkunftsstandort, im Gegensatz zu den Pflanzungen, keine Abnahme der N_{Halm} -Gehalte von September zu Oktober beobachtet (Abb. 50).

Auch im Mittelwert von allen Probenahmeterminen zeigten die Halmstickstoffmengen

einen signifikanten Unterschied zwischen den Wasser- und Landstandorten auf den Pflanzungen (Abb. 51). Die Werte für den Klon vom Müggelsee am Herkunftsstandort lagen erheblich höher als die Werte für beide Klone auf der Pflanzung im Wasser und den Klon vom Parsteiner See am Herkunftsstandort.

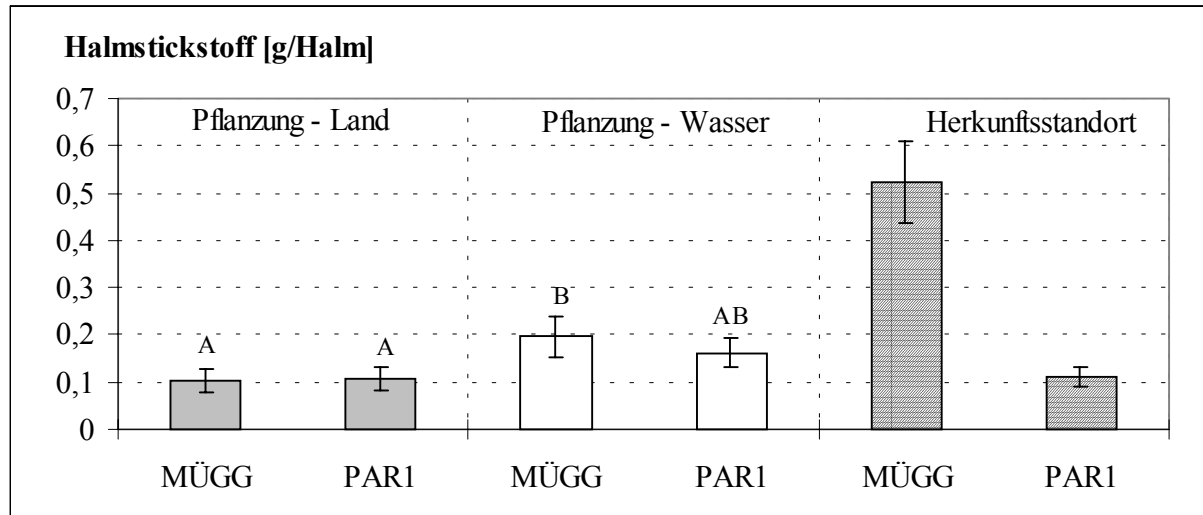


Abb. 51: Halmstickstoffmenge von MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen und am Herkunftsstandort; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, Pflanzung: zusammengefasste Daten der Felder und Messungen 1998 ($n=24$), Herkunftsstandort: zusammengefasste Daten der Messungen Mai-Okt. 1993-95 ($n=18$); Test auf signifikante Unterschiede auf den Pflanzungen: ANOVA, post-Test S-N-K (Säulen ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

3.2.3.3 Aminosäuren- und Zuckergehalte in den Basalinternodien ausgewählter Klone

Der Klon MÜGG erreichte im überstauten Bereich der Pflanzungen im Juli und im Oktober signifikant höhere Gesamtgehalte an freien Aminosäuren (Ges-As) in den Basalinternodien als der Klon PAR1 (Abb. 52). Am Land waren die Unterschiede geringer. Im Juli lag bei PAR1 der mittlere Ges-As Gehalt über den vom Klon MÜGG. Jedoch war der Unterschied infolge der starken Streuung der Werte zwischen den einzelnen Feldern beim Klon PAR1 nicht signifikant (Abb. 52).

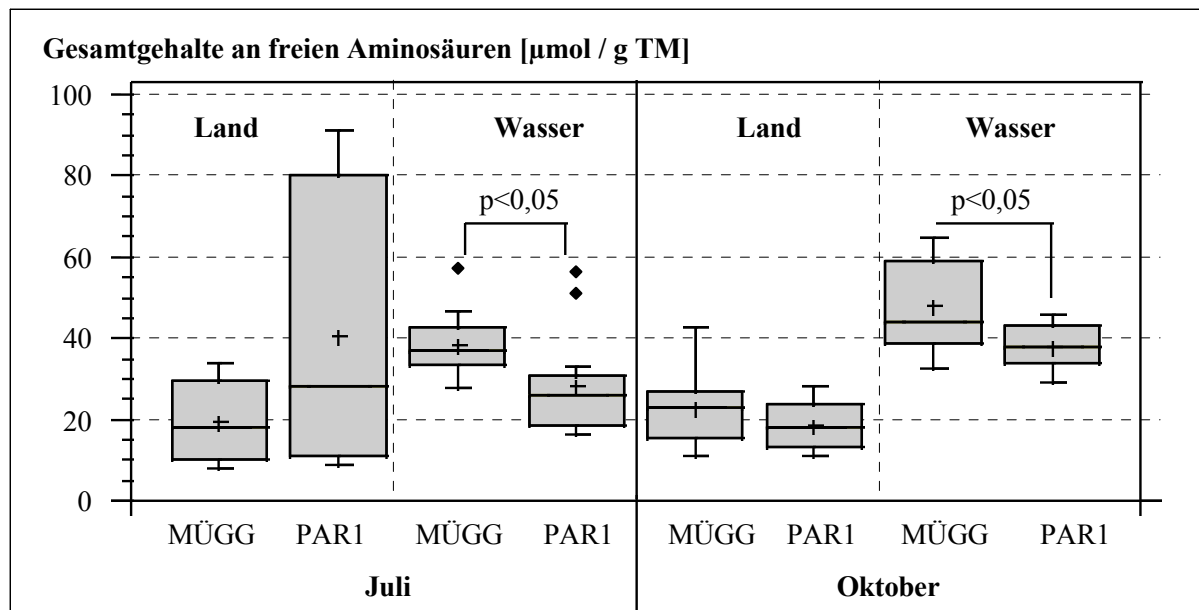


Abb. 52: Gesamtgehalte an freien Aminosäuren in den Basalinternodien von MÜGG und PAR1 auf den Pflanzungen 1998; Box and Whiskers Plot (vgl. 2.5 MATERIAL UND METHODEN): Median, 1. und 3. Quartil, Mittelwert (gekennzeichnet mit +), zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$), Test auf signifikante Unterschiede: U-Test

Im überstauten Bereich der Pflanzungen wurden z. T. deutlich höhere Gesamtgehalte an freien Aminosäuren im Basalinternodium gemessen als im nicht überstauten Bereich (Abb. 52). Von Juli zu Oktober war im Wasser ein starker Anstieg der Ges-As Gehalte bei beiden Klonen zu beobachten. Am Land blieben die Werte beim Klon MÜGG fast gleich, während sie beim Klon PAR1 abnahmen (Abb. 52).

Der prozentuale Anteil des in den freien Aminosäuren gebundenen Stickstoffs am Gesamtstickstoffgehalt im Basalinternodium lag beim Klon MÜGG im Wasser (Mittel: 15,9 %) höher als am Land (Mittel: 9,3 %) bzw. höher als beim Klon PAR1 im Wasser (Mittel: 10,7 %). Der Unterschied ist statistisch gesichert (Abb. 53).

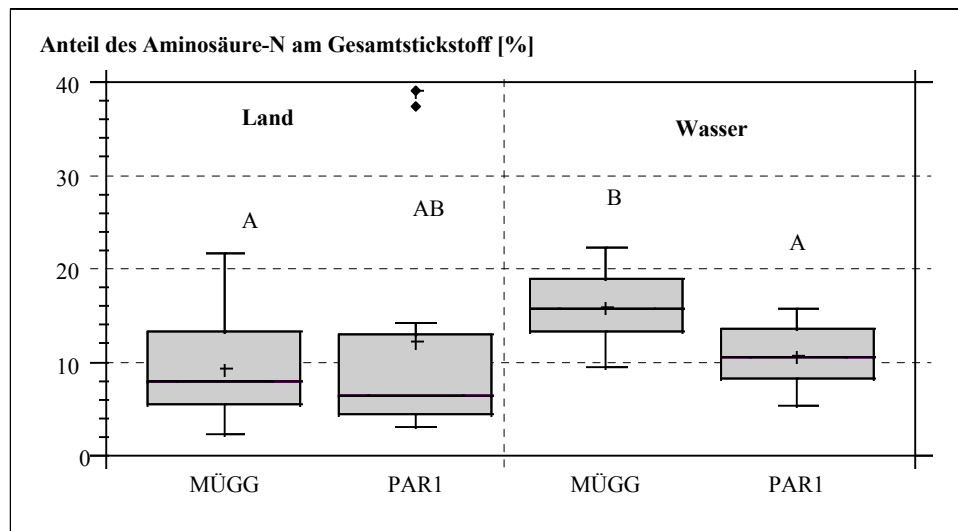


Abb. 53: Anteil des in den freien Aminosäuren gebundenen Stickstoffs am Gesamtstickstoffgehalt im Basalinternodium; Box and Whiskers Plot (vgl. 2.5 MATERIAL UND METHODEN): Median, 1. und 3. Quartil, Mittelwert (gekennzeichnet mit +), zusammengefasste Daten der Feldermittelwerte und Monate ($n=12$); Test auf signifikante Unterschiede: Kruskal Wallis, post-Test Dunn (Boxen ohne signifikante Unterschiede mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet, $p>0,05$)

Bestimmt wurden die Gehalte von 18 Aminosäuren (As): Alanin, Asparagin, Asparaginsäure, Glutamin, Glutaminsäure, Serin, Tyrosin, Valin, Prolin, Glycin, Phenylalanin, Threonin, Tryptophan, Histidin, Lysin, Arginin, Methionin und γ -Aminobuttersäure. Die Aminosäuren Leucin (LEU) und Isoleucin (ILE) waren nicht in allen Proben nachweisbar bzw. die korrekte Zuordnung war durch eine Überlagerung der Peak-Flächen in den Chromatogrammen nicht möglich. Daher wurden LEU und ILE nicht in die Auswertung mit einbezogen.

Die häufigsten Aminosäuren, mit jeweils über 5 % Anteil am Gesamtgehalt an freien Aminosäuren, waren Alanin (ALA), Asparagin (ASN), Asparaginsäure (ASP), Glutamin (GLN), Glutaminsäure (GLU), Serin (SER) und Tyrosin (TYR). Die anderen Aminosäuren wurden zusammengefasst betrachtet (Abb. 54). Mit einem Anteil von bis zu 53 % war ASN die vorherrschende Aminosäure. Eine Ausnahme bildete PAR1 im Oktober auf dem Land, wo mit 15 % am Gesamtgehalt GLN den höchsten Anteil erreichte.

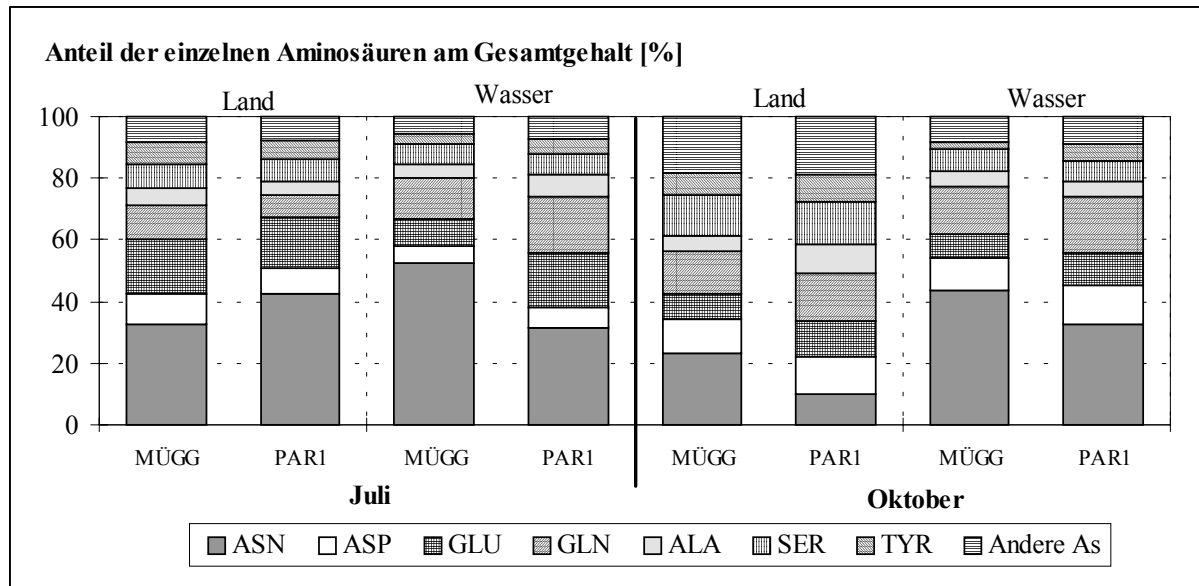


Abb. 54: Anteil der einzelnen Aminosäuren am Gesamtgehalt der freien Aminosäuren 1998; Mittelwerte, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$)

Die Klone unterschieden sich zum Teil signifikant in den Gehalten bestimmter Aminosäuren (Tab. 11).

Tab. 11: Gehalte der sieben häufigsten Aminosäuren im Basalinternodium vom Klon MÜGG und Klon PAR1; Median \pm Median-Absolut-Deviation, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$); U-Test, ns = nicht signifikant, $s^* = p < 0,05$; $s^{**} = p < 0,01$

Aminosäuren [$\mu\text{mol/g TM}$]	MÜGG Land	PAR1 Land		MÜGG Wasser	PAR1 Wasser	
Juli						
ASN	4,9 \pm 3,8	12,2 \pm 11,3	ns	18,9 \pm 3,0	7,6 \pm 4,3	s^{**}
ASP	1,6 \pm 0,4	1,9 \pm 0,8	ns	2,0 \pm 0,3	1,7 \pm 0,4	ns
GLU	2,6 \pm 0,5	3,7 \pm 0,4	s^*	3,3 \pm 0,4	4,2 \pm 0,9	s^*
GLN	1,8 \pm 0,3	1,5 \pm 0,6	ns	4,3 \pm 0,6	4,0 \pm 0,9	ns
ALA	0,9 \pm 0,3	1,0 \pm 0,2	ns	1,5 \pm 0,2	1,7 \pm 0,3	ns
SER	1,4 \pm 0,6	1,8 \pm 1,0	ns	2,0 \pm 0,2	1,4 \pm 0,4	s^*
TYR	1,0 \pm 0,1	1,1 \pm 0,3	ns	1,1 \pm 0,2	1,4 \pm 0,4	ns
Oktober						
ASN	5,8 \pm 2,3	1,8 \pm 0,8	s^{**}	20,6 \pm 9,1	12,1 \pm 2,2	s^*
ASP	2,3 \pm 0,4	2,3 \pm 0,3	ns	5,0 \pm 0,6	5,0 \pm 1,0	ns
GLU	1,7 \pm 0,2	2,3 \pm 0,5	ns	3,5 \pm 0,3	3,8 \pm 0,2	ns
GLN	3,3 \pm 1,5	2,6 \pm 0,7	ns	7,4 \pm 1,5	7,6 \pm 1,3	ns
ALA	1,0 \pm 0,2	1,5 \pm 0,5	ns	2,0 \pm 0,2	1,8 \pm 0,3	ns
SER	2,5 \pm 0,3	2,7 \pm 0,2	ns	3,1 \pm 0,3	2,4 \pm 0,3	s^{**}
TYR	1,4 \pm 0,8	1,4 \pm 0,5	ns	1,4 \pm 0,4	2,3 \pm 0,9	ns

Der Klon MÜGG erreichte meist höhere ASN-Gehalte als PAR1 (Tab. 11). Weiterhin zeigten sich im Wasser beim Klon MÜGG signifikant höhere SER-Gehalte, die aber

mengenmäßig weniger von Bedeutung waren als ASN (Tab. 11).

Die Aminosäure Prolin (PRO) kann als Indikator für Stress dienen (vgl. DELAUNEY & VERMA 1993). Ein Vergleich des mittleren prozentualen Anteils von Prolin (PRO) am Gesamtgehalt an freien Aminosäuren zeigte signifikant erhöhte Werte am Land gegenüber dem Wasser (Abb. 55). Der mittlere PRO-Anteil der Klone war nicht signifikant verschieden ($p > 0,05$; t-Test). Bei beiden Klonen wurde sowohl für den überstauten als auch für den nicht überstauten Bereich der Pflanzungen von Juli zu Oktober ein signifikanter Anstiege des PRO-Anteils gemessen ($p < 0,05$; t-Test).

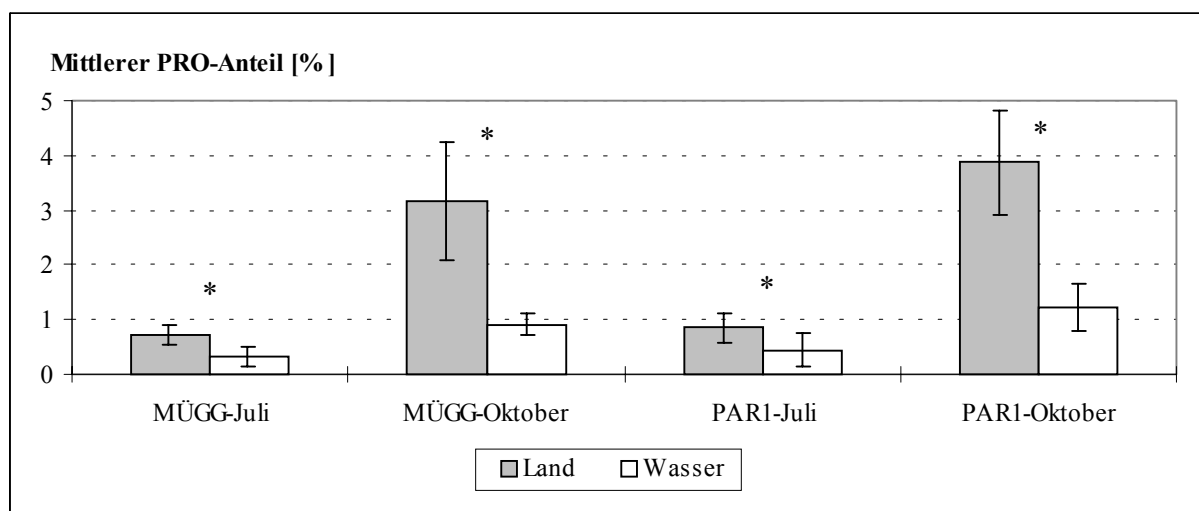


Abb. 55: Prozentualer Anteil von Prolin (PRO) am Gesamtgehalt an freien Aminosäuren in den Basalinternodien 1998; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$), signifikante Unterschiede zwischen den Säulen mit * gekennzeichnet (t-Test, $p < 0,05$)

Die Summe der Aminosäuren Serin (SER), Alanin (ALA) und γ -Aminobuttersäure (GABA) kann auf einen anaeroben oder hypoxischen Stoffwechsel in den unterirdischen Teilen der Pflanzen hinweisen (vgl. KOHL et al. 1998, ROLLETSCHKEK et al. 1999b). Bei den mittleren prozentualen Anteilen der Aminosäuren Serin, Alanin und γ -Aminobuttersäure erreichte der Klon PAR1 z. T. signifikant höhere Werte als der Klon MÜGG (Abb. 56).

Am Land wurden teilweise signifikant höhere Anteile von SER+ALA+GABA gemessen als im Wasser ($p < 0,05$; t-Test). Beim Klon MÜGG war dies im Juli und Oktober und beim Klon PAR1 im Oktober der Fall. Bei beiden Klonen konnte am Land von Juli zu Oktober eine signifikante Zunahme der mittleren prozentualen Anteilen festgestellt werden ($p < 0,05$, t-Test), während es im Wasser nur geringe Veränderungen gab.

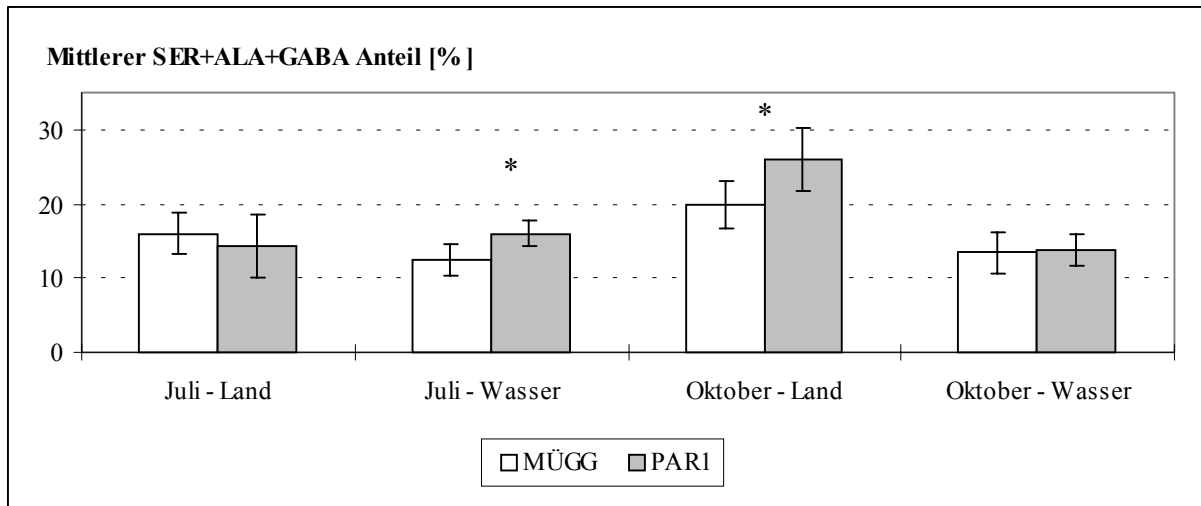


Abb. 56: Prozentualer Anteil der Summe der hypoxieanzeigenden Aminosäuren (SER + ALA + GABA) am Gesamtgehalt an freien Aminosäuren in den Basalinternodien 1998; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$), signifikante Unterschiede zwischen den Säulen mit * gekennzeichnet (t -Test, $p<0,05$)

Beim Vergleich der Zuckergehalte in den Basalinternodien zeigte sich im Oktober für den überstauten Bereich beim Klon PAR1 deutlich höhere Werte als beim Klon MÜGG (Abb. 57). Der Unterschiede ist statistisch gesichert.

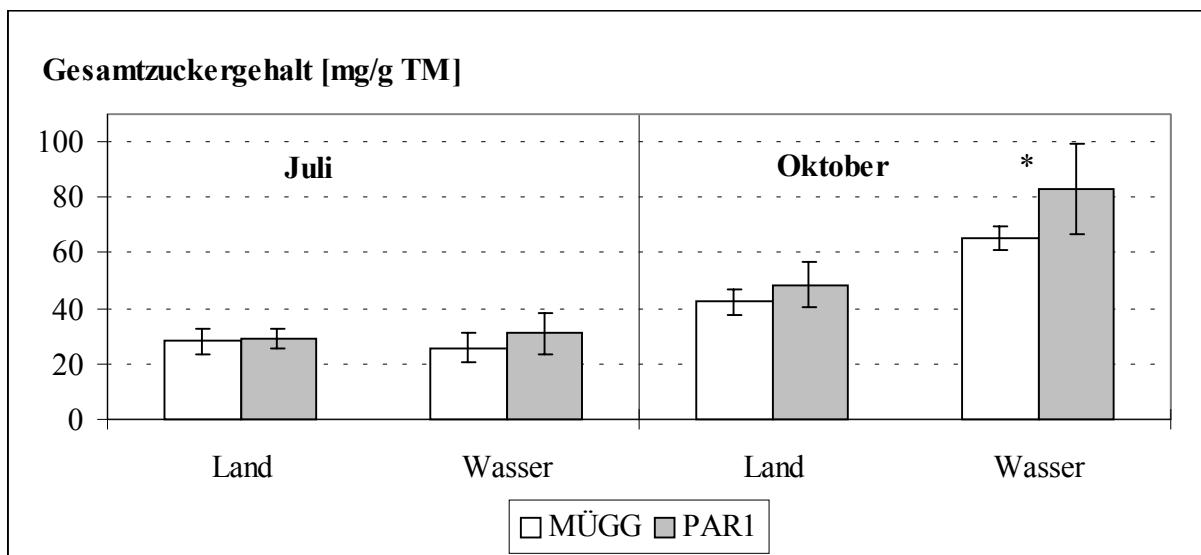


Abb. 57: Gesamtgehalt an freien Zuckern in den Basalinternodien 1998; Mittelwerte \pm 95 % Konfidenzintervalle, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$), signifikante Unterschiede zwischen den Säulen mit * gekennzeichnet (t -Test, $p<0,05$)

Zwischen den überstauten und nicht überstauten Bereichen der Pflanzung zeigten sich bei beiden Klonen im Juli nur geringe Unterschiede. Im Oktober wurden hingegen zwischen Land und Wasser für beide Klone signifikante Differenzen in den Gesamtgehalten an freien Zuckern festgestellt ($p<0,05$; t -Test).

Im Oktober wurden jeweils für MÜGG und PAR1 an beiden Bereichen deutlich höhere Zuckergehalte gemessen als im Juli ($p < 0,05$; t-Test).

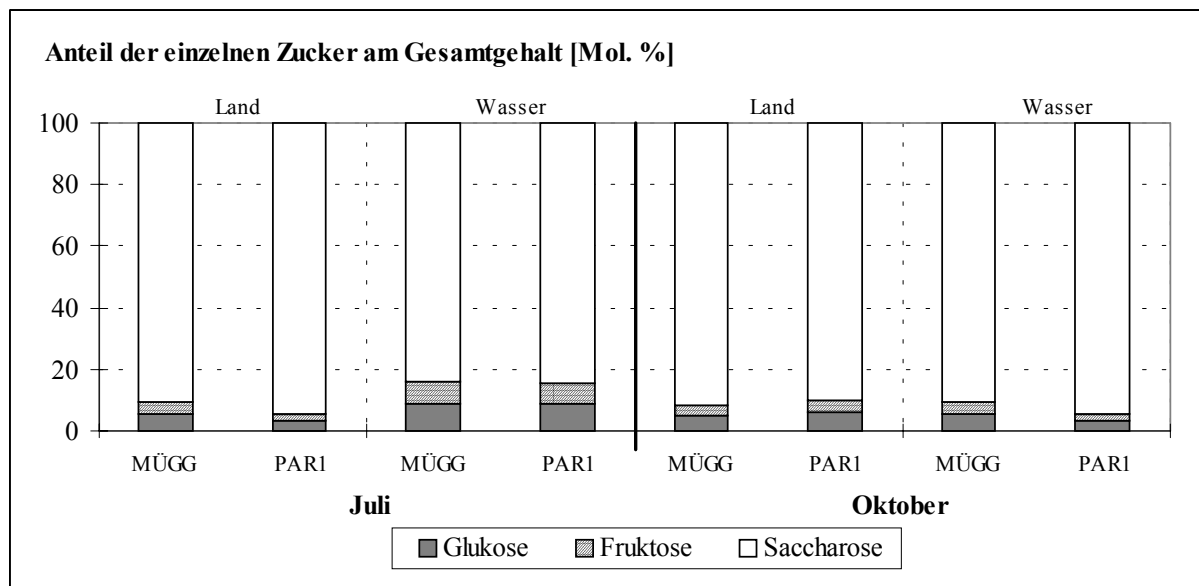


Abb. 58: Anteil der einzelnen Zucker am Gesamtgehalt an freien Zuckern in den Basalinternodien 1998; Mittelwerte, zusammengefasste Daten der Felder ($n=12$)

Der Gesamtgehalt an freien Zuckern im Basalinternodium wird hauptsächlich von der Saccharose bestimmt (Abb. 58). Die anderen Komponenten, Glukose und Fruktose, kamen nur in geringen Anteilen vor. Der maximale molare Anteil der beiden Zucker (Glu + Fru) am Gesamtgehalt wurde im Juli im Wasser gemessen (MÜGG: 16 % / PAR1: 15 %). Beide Hexosen kamen in vergleichbaren Konzentrationen vor. Die Unterschiede im Muster der freien Zucker in den Basalinternodien waren zwischen den beiden Klonen nur gering (Abb. 58).

Da das molare Verhältnis zwischen den Aminosäuren- und Zuckergehalten sowie das Verhältnis zwischen deren Haupttransportformen Asparagin (ASN) und Saccharose (SAC) der basalen Internodien auf den einzelnen Pflanzfeldern sehr unterschiedlich war (Wertebereich von 0,1 bis 0,6), wurde geprüft, ob diese Verhältnisse einen statistisch gesicherten Zusammenhang mit produktivitätskennzeichnenden Parametern (maximale Halm-biomassedichte und Blattflächenindex - vgl. Abschnitt 3.2.1.7) zeigen (Abb. 59, Tab. 12). Die berechnete Spearman Rang-Korrelation für die Klone MÜGG und PAR war für die jeweiligen Bereiche Land und Wasser in vielen Fällen negativ. Der Klon PAR1 zeigte beim Blattflächenindex im Wasser sogar eine signifikant negative Beziehung (Tab. 12). Die mittleren ASN/SAC-Verhältnisse und die Produktivität der Klone verhielten sich ähnlich

(Abb. 59, Tab. 12). Im Wasser waren die Werte sowohl beim Klon MÜGG als auch beim Klon PAR1 negativ mit dem Blattflächenindex korreliert (Tab. 12).

Eine enge Korrelation bei beiden Schilfklonen bestand zwischen den Verhältnissen Aminosäure / Zucker bzw. Asparagin / Saccharose und den Stickstoffgehalten in den Halmtrockenmassen im Wasser (Tab. 12). Am Land hingegen war diese Korrelation nur bei PAR1 für das Verhältnis zwischen Asparagin- und Saccharosegehalte signifikant.

Tab. 12: Korrelation zwischen dem Verhältnis zwischen Aminosäuren- und Zuckergehalte bzw. Asparagin- und Saccharosegehalte und verschiedenen Parametern der Produktivität (n=6) bzw. den Stickstoffgehalten in den Halmtrockenmassen (n=12) 1998; Spearman Rang Korrelation; ns=nicht signifikant, *=signifikant (p<0,05)

		MÜGG Land	PAR1 Land	MÜGG Wasser	PAR1 Wasser
Aminosäuren / Zucker	max. Halmbiomasse- dichte	-0,14 ns	0,2 ns	-0,49 ns	-0,49 ns
	Blattflächenindex	0,49 ns	-0,03 ns	-0,71 ns	-0,77 *
	Stickstoffgehalt der Trockenmassen	0,28 ns	0,46 ns	0,82 *	0,58 *
Asparagin / Saccharose	max. Halmbiomasse- dichte	-0,14 ns	0,03 ns	-0,54 ns	-0,6 ns
	Blattflächenindex	0,49 ns	-0,26 ns	-0,77 *	-0,77 *
	Stickstoffgehalt der Trockenmassen	0,3 ns	0,57 *	0,88 *	0,58 *

Im Vergleich der Bereiche Land und Wasser ließen sich in den molaren Verhältnissen zwischen Aminosäuren- und Zuckergehalten bzw. zwischen Asparagin- und Saccharosegehalten nur geringe Unterschiede erkennen (Abb. 59). Am Land wurden meist niedrigere Werte bestimmt als im Wasser.

Bei den beiden Schilfklonen lagen im Wasser die Verhältnisse zwischen Aminosäuren- und Zuckergehalte von PAR1 unter denen von MÜGG. Die Werte reichten bei MÜGG von 0,27 bis 0,62 und bei PAR1 von 0,13 bis 0,39. Am Land lagen die Werte bei MÜGG zwischen 0,09 und 0,34 und bei PAR1 zwischen 0,11 und 0,66. Die molaren Verhältnisse zwischen den Asparagin- und Saccharosegehalten verhielten sich ähnlich (MÜGG-Land: 0,01-0,2; MÜGG-Wasser: 0,14-0,41 / PAR1-Land: 0,01-0,51; PAR1-Wasser: 0,04-0,2).

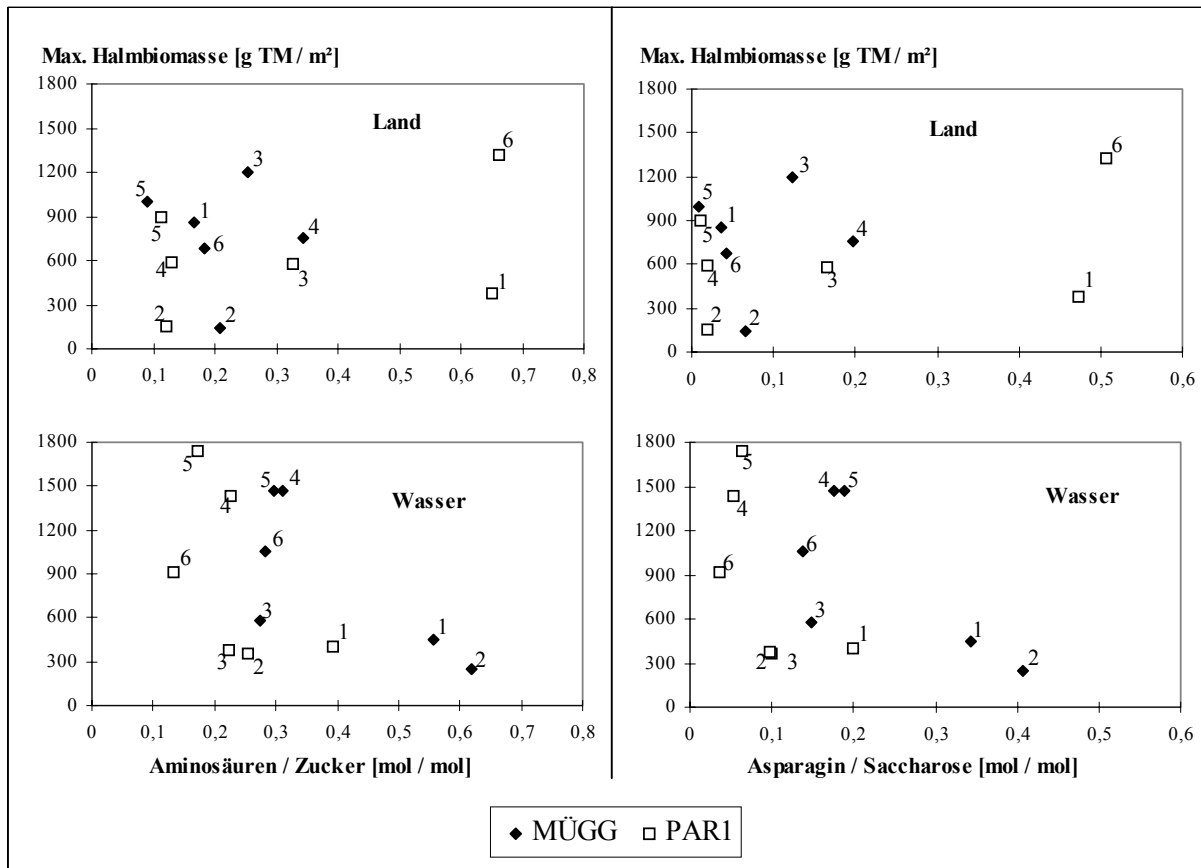


Abb. 59: Zusammenhang zwischen der maximalen Halmbiomassedichte und dem Verhältnis der Gesamtgehalte an freien Aminosäuren zu freien Zuckern [*links*] bzw. Asparagin zu Saccharose [*rechts*] 1998; Aminosäuren und Zucker: Mittelwerte ($n=4$), Kennzeichnung der unterschiedlichen Felder mit Zahlen

3.3. Unterschiede zwischen den Schilfklonen in der Eignung als Pflanzmaterial an Berliner Gewässern

Bei Renaturierungsmaßnahmen wird die Bildung stabiler Schilfbestände im Wasser angestrebt, um die Ufer vor Erosion zu schützen. Ein Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit war die Untersuchung der Frage, inwieweit das Pflanzenmaterial den Erfolg der Pflanzmaßnahmen beeinflussen kann. In der vorliegenden Untersuchung zeigten sich zwischen den Schilfklonen deutliche Unterschiede in der Ausbreitung, der Morphometrie und der Wüchsigkeit (vgl. Abschnitte 3.2.1.1 bis 3.2.1.9). Eine Beurteilung der Eignung der verschiedenen Klone ist jedoch nur nach langjährigen Untersuchungen und einer Berücksichtigung des Konkurrenzverhaltens möglich.

Auf Grund der Entwicklung der einzelnen Klone bis zum Ende der Vegetationsperiode 1999 wurde eine vorläufige Rangfolge für die Schilfklone aufgestellt. Ziel war dabei nicht, die Anzahl der zu pflanzenden Klone auf wenige „geeignete“ Schilfklone einzugrenzen, sondern zu prüfen, ob autochthones Pflanzenmaterial in der frühen Phase der Entwicklung einer Schilfanpflanzung gegenüber den allochthonen Pflanzen im Vorteil ist. Dazu wurden verschiedene Charakteristika ausgewählt:

- Häufigkeit der Bisamfraßspuren, Mittelwert der Bonitur-Werte über das Jahr 1999
- Ausbreitung ins Wasser zum Ende der Vegetationsperiode (September) 1999
- Halmdichten im Wasser, Mittelwert der Messungen über das Jahr 1999
- Halmlängen im Wasser zum Ende der Vegetationsperiode (September) 1999
- Halmdurchmesser im Wasser zum Ende der Vegetationsperiode (September) 1999
- Gesamtblattflächen pro Halm zum Ende der Vegetationsperiode (September) 1999

Mit diesen Parametern wird auch indirekt die Wüchsigkeit der Schilfklone erfasst. Der Blattflächenindex wird über Halmdichte und Blattfläche pro Halm wiedergespiegelt. Die Halmbiomasse pro m² geht über die Dichte und die Halmlänge (Korrelation zwischen Länge und Trockenmasse vgl. Abschnitt 3.2.1.6) in die vorläufige Einschätzung der Klone mit ein.

Insgesamt zeigten die morphometrischen Merkmale starke Zusammenhänge (Tab. 13). Die engste Korrelation bestand zwischen Halmlänge und Gesamtblattfläche pro Halm. Zwischen der Halmmorphometrie und dem Vorwuchs sowie der Halmdichte bestand ebenfalls ein deutlicher positiver Zusammenhang. Eine enge negative Korrelation konnte zwischen den Bisamfraßspuren und dem Vorwuchs beobachtet werden. Ein weiterer negativer

Zusammenhang beim Bisamfraß bestand nur noch zum Halmdurchmesser, andere Korrelationen waren nicht signifikant (Tab. 13).

Tab. 13: Korrelationmatrix (Spearman-Rang Korrelation) der verschiedenen Parameter zur Entwicklung der Pflanzempfehlung; Mittelwerte der Felder für jeden Klon 1999 im Wasser (n=60), ns=nicht signifikant ($p>0,05$)

	Bisamfraß	Ausbreitung	Halmdichte	Halmlänge	Halmdurchmesser	Blattfläche
Bisamfraß	-	-0,51	ns	ns	-0,28	ns
Ausbreitung	-0,51	-	0,32	0,5	0,64	0,51
Halmdichte	ns	0,32	-	0,55	0,37	0,44
Halmlänge	ns	0,5	0,55	-	0,71	0,88
Durchmesser	-0,28	0,64	0,37	0,71	-	0,63
Blattfläche	ns	0,51	0,44	0,88	0,63	-

Eine Möglichkeit zu einer vergleichenden Bewertung der Schilfklone und der Entwicklung einer Rangfolge bietet die Hasse-Diagramm-Technik (HDT) aus dem Bereich der diskreten Mathematik (BRÜGGEMANN et al. 1998, BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Die 6 Parameter gingen zu gleichen Teilen in die Beurteilung ein. Die Bewertung der Bisamfraßspuren erfolgte mit negativen Vorzeichen, so dass hohe Werte einer „schlechten“ Klassifizierung entsprechen (Tab. 14; vgl. 2.5 MATERIAL UND METHODEN).

Tab. 14: Matrix des Hasse-Diagramms, Einteilung der einzelnen Schilfklone in die Klassen „gut“, „mittel“ und „schlecht“ nach ihren Mittelwerten für die jeweiligen Parameter 1999 im Wasser; Anzahl pro Klon in Klammern

	Bisamfraß (n=24)	Ausbreitung (n=6)	Dichte (n=48)	Halmlänge (n=60)	Durchmesser (n=60)	Blattfläche (n=60)
MÜGG	gut	schlecht	mittel	mittel	mittel	mittel
PAR1	gut	schlecht	schlecht	schlecht	mittel	schlecht
HAVEL2	schlecht	schlecht	gut	gut	mittel	mittel
SEDDIN2	gut	gut	mittel	gut	gut	gut
RIES1	gut	mittel	schlecht	schlecht	mittel	mittel
SEDDIN4	gut	mittel	gut	gut	mittel	gut
MÜGG-klein	gut	schlecht	schlecht	schlecht	schlecht	schlecht
SEDDIN3	gut	mittel	gut	gut	gut	gut
HAVEL3.1	schlecht	schlecht	mittel	mittel	mittel	schlecht
SEDDIN1	gut	mittel	gut	gut	mittel	gut

Die im Hasse-Diagramm (Abb. 58) mit Linien verbundenen Schilfklone bilden sogenannte Ketten (BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Innerhalb dieser Abfolge bleibt die Bewertung der einzelnen Parameter von unten nach oben konstant bzw. verbesserte sich. Von Ebene zu Ebene änderte sich also mindestens ein Parameter in der Wertung von „schlecht“ zu

„mittel“ bzw. von „mittel“ zu „gut“.

Die nicht verbundenen Klone einer Ebene werden als Antiketten bezeichnet (BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Die Verbesserung in einem Parameter geht mit der Verschlechterung in einem anderen einher. Die Elemente einer Antikette sind daher nicht direkt vergleichbar.

Insgesamt zeigte die vorläufige Einordnung der einzelnen Schilfklone im Hassediagramm eine bessere Platzierung der autochthonen gegenüber den allochthonen Schilfklonen (Abb. 60). Die Klone SEDDIN2 und 3 erreichten die obersten Ränge. Sie unterschieden sich in Halmdichte und Vorwuchs (Tab. 14). Weiterhin lagen auch die Klone SEDDIN1 und 4 relativ weit oben. Die Klone MÜGG, RIES1 und HAVEL2 lassen sich als Antikette nicht direkt vergleichen, da sich die einzelnen Parameter unterschiedliche ausprägten.

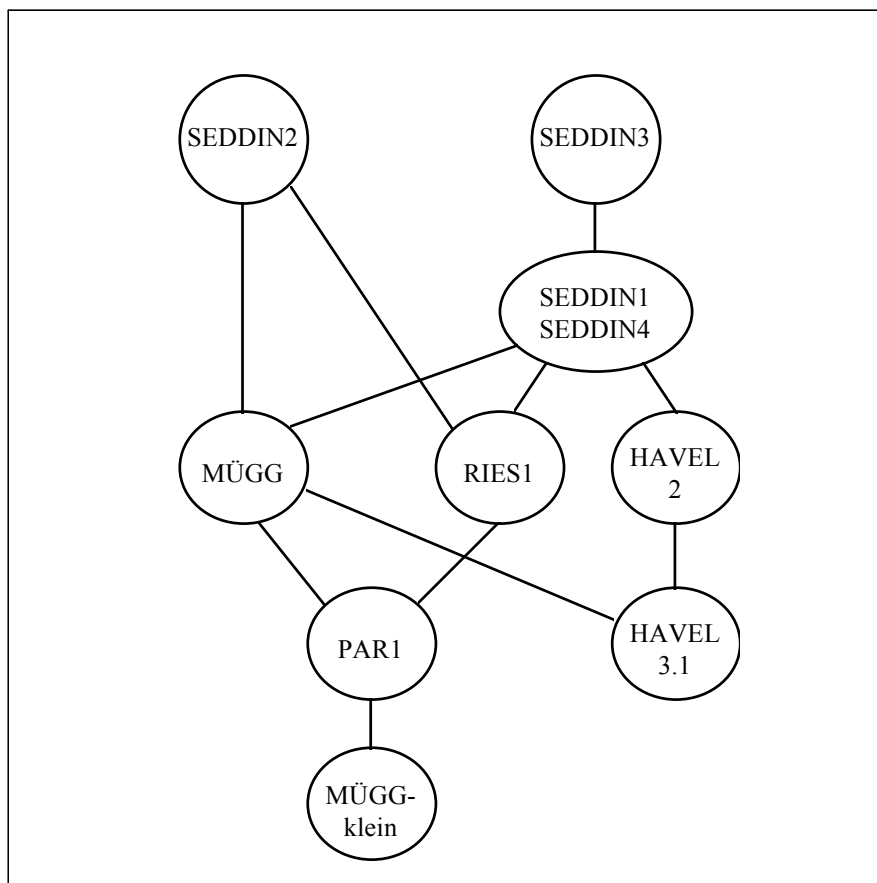


Abb. 60: Hasse-Diagramm: vorläufige Rangfolge der Klone nach den Parametern Ausbreitung ins Wasser, Bisamfraßschäden, Halmdichte, Halmlänge, Halmdurchmesser und Blattfläche pro Halm im Jahr 1999 (vgl. Tab. 14); Verbesserungen im erwünschten Verhalten von unten nach oben

MÜGG-klein lag auf Grund der häufig schlechten Einordnung am untersten Ende (Abb. 60, Tab. 14). Ähnlich schlecht ist auch HAVEL3.1, da keine untere Ebene besteht. Eine

Einordnung von HAVEL3.1 in der Graphik ist sowohl auf der Ebene von MÜGG-klein als auch auf der Ebene von PAR1 möglich, da in diesem Punkt gewisse zeichentechnische Freiheiten bestehen (BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Auf Grund der Ergebnisse der relativ hohen Wüchsigkeit (Halmbiomasse pro m² und Blattflächenindex, vgl. Abschnitt 3.2.1.7) erfolgte die Darstellung von HAVEL3.1 neben PAR1.

4. DISKUSSION

4.1. Beurteilung der Nährstoff- und Substratbedingungen auf den einzelnen Pflanzfeldern

Die Vorbereitung der Flächen zur Anpflanzung des Schilfs im Jahre 1995 erfolgte durch die Entfernung der Ufergehölze und das Anlegen einer Sandschüttung für das jeweilige Pflanzfeld. Auf allen Feldern wurde ein vergleichbares Substrat (Kies) aufgeschüttet (BRANDT, pers. Mitteilung).

Die Untersuchung der Nährstoffverhältnisse im Jahr 1998 ergab Unterschiede in der Stickstoffversorgung zwischen den land- und wasserseitigen Schilfbeständen. Auf den landseitigen Bereichen der Pflanzfelder wurden im Interstitialwasser meist niedrigere Stickstoffkonzentrationen gemessen. Dabei zeigten die Werte der Felder eine geringere Variabilität als bei den wasserseitigen Bereichen. Am Land lag der Stickstoff meist als Nitrat vor, im Wasser war es Ammonium. Dies beruht auf die deutlich bessere Durchlüftung der landseitigen Substrate im Vergleich zu den wasserseitigen. Für die Pflanzen im Wasser ist die Versorgung mit Ammonium als günstig zu bewerten, da der energieaufwendige Schritt der Nitrat-Reduktion in der N-Assimilation entfällt.

Die Versorgung mit Phosphat im Interstitialwasser war auf den Pflanzfeldern für beide Bereiche verhältnismäßig gering. Die für ein Pflanzenwachstum kritische minimale Konzentration von PO_4^{3-} -P liegt bei 5-10 $\mu\text{g}/\text{l}$ (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 1984). Diese Grenze wurde auf den Flächen zum Teil unterschritten. Die Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphors ist jedoch schwierig (HOLTAN et al. 1988). Mikrobiologische Prozesse spielen ebenso eine Rolle, wie pH-Wert und Redoxpotential im Boden. Außerdem besitzen die Pflanzen die Möglichkeit gebundenes Phosphor zu mobilisieren. Die relativ hohen Gesamt-Phosphorgehalte im Substrat (vgl. Tab. 6 [Pflanzfelder] und 15 [natürliche Schilfstandorte]) lassen vermuten, dass eine P-Limitation unwahrscheinlich war.

Zusätzlich zum Interstitialwasser dient den wasserseitigen Schilfpflanzen das litorale Freiwasser als Nährstoffquelle. Dabei werden die Nährstoffe mit Hilfe der an den unteren Internodien gebildeten sprossbürtigen Adventivwurzeln aus dem Wasser aufgenommen. Im September konnte dort im Vergleich zum Interstitialwasser eine deutlich bessere P-Versorgung festgestellt werden. Die mit dem Interstitialwasser vergleichbaren Stickstoffkonzentrationen im Februar lassen für die Schilfpflanzen im Wasser im Frühjahr eine bessere N-Versorgung vermuten.

Die jahreszeitliche Veränderung in der Stickstoffkonzentration im litoralen Freiwasser mit hohen Werten im Februar und deutlichen geringeren Konzentrationen im September entsprach der bekannten N-Dynamik in eutrophen Flachseen (KOHL & NICKLISCH 1988). Die Abweichungen von der normalen P-Dynamik im litoralen Freiwasser (hohe Konzentrationen im Herbst und Winter, niedrige Konzentrationen im Sommer) deuteten auf eine partielle Mobilisierung von Phosphat im wasserseitigen Substrat der Pflanzungen im Sommer, möglicherweise infolge reduktiver Verhältnisse (KOHL & NICKLISCH 1988).

Neben der naturgemäß besseren Wasserversorgung, stellten somit die höhere Nährstoffversorgung im Interstitialwasser und das litorale Freiwasser als zusätzliche N- und P-Quelle günstigere Standortbedingungen im Wasser dar. Dies sollte auch in den Untersuchungen zur Morphometrie der Halme deutlich werden (vgl. 4.2.1 DISKUSSION).

In der Entwicklung der Pflanzfelder nach der Anlegung der Sandschüttungen kam es zu einer stärkeren Anreicherung von organischer Substanz auf den landseitigen Bereichen im Vergleich zum Wasser. Im Allgemeinen sind die Lahnungen, die zum Schutz der Felder vor starkem Wellenschlag gebaut wurden, förderlich für die Sedimentation und Anreicherung organischer Substanz (ROLLETSCHKE & KÜHL 1997, ROLLETSCHKE 1999). Der für die Felder verwendete Typ der Einfachpalisaden-Lahnung ermöglichte aber einen guten Wasseraustausch. Von ROLLETSCHKE & KÜHL (1997) wurden hier im Vergleich zu anderen Lahnungstypen (z.B. Reisiglahnungen) geringere Sedimentationsraten gemessen. Weiterhin könnte im Wasser das eingetragene organische Material (z.B. abgestorbene Algen) leichter abbaubar sein; allerdings wurden hierzu keine Messungen durchgeführt.

Auf den landseitigen Feldern könnte die Mineralisierung in den trockenen Auflagen zeitweise erschwert sein (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 1984), was ebenfalls zu höheren organischen Gehalten im Substrat am Land führt. Generell trocknen Sandböden in den obersten Schichten schnell aus, während in relativ geringen Tiefen noch genügend Wasser für das Pflanzenwachstum vorhanden ist (LERCH 1991).

Ein Vergleich der Nährstoffbedingungen auf den einzelnen Feldern ist infolge der hohen Variabilität der N- und P-Konzentrationen im Interstitialwasser nur schlecht möglich. Dennoch zeichnete sich im Interstitialwasser auf Feld 6 eine, im Vergleich zu den anderen Feldern, bessere N-Versorgung der wasserseitigen Schilfbestände ab. Da auf dem Feld 6 keine erhöhte Anreicherung von organischem Material zu beobachten war, ist an der Havel die höhere externe Nährstoffzufuhr dafür verantwortlich. Allgemein wurde an der Unter-Havel (Standort von Feld 6) eine starke Eutrophierung festgestellt (WÖBBECKE & RIPL 1990).

Die von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Abt. VIII E) zur Verfügung gestellten Daten zeigen ebenfalls eine höheren Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor in der Havel im Vergleich zum Seddinsee und Langen See im Untersuchungszeitraum 1997 bis 1999 (Abb. 6 und 7). Somit bestehen für die wasserseitigen Schilfbestände auf dem Feld 6 Vorteile in der N- und P-Versorgung gegenüber den anderen Feldern.

Im Vergleich der Substratparameter mit natürlichen Wasserschilf-Standorten am Seddinsee (ursprüngliche Standorte der Schilfklone SEDDIN1 bis 4, Tab. 15) zeigten die Pflanzungen (Tab. 6) meist geringere organische Gehalte und Gehalte an Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff. Gesamtphosphat lag auf den Pflanzflächen höher, die Trockenmassen waren geringer.

Tab. 15: Verschiedene Substratparameter der Herkunftsstandorte der Schilfklone SEDDIN1 bis 4; Mittelwerte \pm Standardabweichungen, Sedimentschichten 0-20 cm; gemessen im Februar 1994, entnommen aus: KÜHL et al. 1999

	SEDDIN1	SEDDIN2	SEDDIN3	SEDDIN4
Trockenmasse [% FM]	75,0 \pm 5,7	75,0 \pm 8,5	63,5 \pm 13,0	76,4 \pm 2,5
Glühverlust [% TM]	2,0 \pm 2,1	1,4 \pm 1,1	3,3 \pm 2,6	1,3 \pm 0,8
C-Gehalt [% TM]	0,65 \pm 0,62	1,1 \pm 1,07	3,64 \pm 2,95	0,76 \pm 0,4
N-Gehalt [% TM]	0,03 \pm 0,02	0,04 \pm 0,03	0,12 \pm 0,1	0,03 \pm 0,01
P-Gehalt [% TM]	0,006 \pm 0,002	0,012 \pm 0,008	0,013 \pm 0,007	0,005 \pm 0,005

Für einen Vergleich der Nährstoffgehalte im Interstitialwasser auf den Pflanzfeldern mit den Werten, die bei natürlichen Röhrichtbeständen ermittelt wurden, konnten Daten der ursprünglichen Standorte der SEDDIN-Klone sowie des Klons PAR1 aus der Literatur entnommen werden (Tab. 16, KÜHL et al. 1997, 1999). Zusätzlich werden die Nährstoffverhältnisse innerhalb eines hoch produktiven Schilfbestands vom eutrophen Templiner See (TEMPL) in den Vergleich mit einbezogen. Der Standort TEMPL war durch eine starke Akkumulation von organischem Material gekennzeichnet.

Die Nährstoffgehalte, die im Interstitialwasser auf den einzelnen Pflanzfeldern (Tab. 6) gemessen wurden, lagen insgesamt unter denen der natürlichen Standorte (Tab. 16). Am Land entsprachen die Interstitialwasserwerte denen des mesotrophen Herkunftsstandortes vom Klon PAR1. Im Wasser war das Feld 6 mit den nährstoffreicheren Herkunftsstandorten der Klone SEDDIN3, TEMPL zu vergleichen, während die anderen Felder eine geringere N-Versorgung aufwiesen. Die Phosphatkonzentrationen im Interstitialwasser waren im Vergleich zu den eutrophen Herkunftsstandorten sehr gering, aber vergleichbar mit denen von PAR1.

Tab. 16: Nährstoffgehalte im Interstitialwasser verschiedener natürlicher Schilfbestände; Mittelwerte \pm Standardabweichung (SEDDIN1 bis 4); Schichttiefe [cm] in Klammern

	SEDDIN1 ^A	SEDDIN2 ^A	SEDDIN3 ^A	SEDDIN4 ^A	PAR1 ^B	TEMPL ^B
NH ₄ ⁺ - N [$\mu\text{g} / \text{l}$]	20,7 \pm 24,1 (0-20)	28,7 \pm 3,0 (0-20)	6,3 \pm 10,2 (0-20)	38,7 \pm 25,1 (0-20)	510 (0-10) 390 (10-20)	1030 (0-10) 690 (10-20)
NO ₃ ⁻ - N [$\mu\text{g} / \text{l}$]	1021 \pm 511 (0-20)	949 \pm 387 (0-20)	1317 \pm 515 (0-20)	810 \pm 511 (0-20)	370 (0-10) 430 (10-20)	250 (0-10) 180 (10-20)
PO ₄ ³⁻ - P [$\mu\text{g} / \text{l}$]	525 \pm 297 (0-20)	611 \pm 432 (0-20)	517 \pm 367 (0-20)	455 \pm 411 (0-20)	10 (0-10) 20 (10-20)	120 (0-10) 40 (10-20)

^A KÜHL et al. 1999

^B KÜHL et al. 1997

Beim Vergleich der Substrat- und Nährstoffverhältnisse auf den Pflanzflächen mit denen natürlicher Schilfstandorte muss aber immer beachtet werden, dass nur der augenblickliche Zustand zum Zeitpunkt der Probenahme erfasst wurde und die Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzen nur bedingt widerspiegelt wird.

Insgesamt zeigen die Messungen, dass die Untersuchungsfelder hinsichtlich der Nährstoffverhältnisse eine unerwartete Inhomogenität zeigten. Man kann sicher davon ausgehen, dass die Standortbedingungen im überstauten Teil der Felder günstiger sind. Dies ist bei einer vergleichenden Wertung der Klone zu berücksichtigen. Für die Fragestellung dieser Arbeit ist vor allem wichtig, dass die Nährstoffverfügbarkeit offensichtlich zwischen derjenigen der Herkunftsstandorte der zu vergleichenden Klone lag. Da eine größere Anzahl von Feldern in Betracht gezogen wurden, kann davon ausgegangen werden, dass der Einfluss der Nährstoffe auf die untersuchten Parameter, insbesondere die Stickstoffdynamik, bei den untersuchten Klonen im Mittel vergleichbar war.

4.2. Ausprägung der genotypischen und phänotypischen Unterschiede zwischen den untersuchten Schilfklonen

4.2.1. Wachstumsdynamik, Morphometrie und Bestandsstruktur

Schilf (*Phragmites australis*) ist weltweit verbreitet und besiedelt die verschiedensten Habitats (BJÖRK 1967, HASLAM 1972, RODEWALD-RUDESCU 1974, CLEVERING & LISSNER 1999). Die Variabilität zwischen den einzelnen Schilfbeständen kann dabei beträchtlich sein. Allgemein zeigen Kosmopoliten deutliche Unterschiede zwischen ihren verschiedenen Populationen. Sie können nach Umpflanzung an gemeinsame Standorte erhalten bleiben (MCLELLAN et al. 1997).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, festzustellen, wie stark die Ausprägung verschiedener Merkmale bei *Phragmites australis* genetisch determiniert sein kann und in welchem Maße die klonspezifischen Eigenschaften im Konkurrenzverhalten eine Rolle spielen. Dies könnte in Verbindung mit der Aufklärung der Ursachen des Schilfrückgangs bedeutsam sein, da vermutet wird, dass die relativ geringe genetische Diversität der meisten *Phragmites*- Bestände die Reaktionsmöglichkeiten gegenüber eventuellen Umweltveränderungen einschränkt (KÜHL & NEUHAUS 1993, KOPPITZ et al. 1997). Die Kenntnisse über die klonalen Unterschiede können weiterhin zur Auswahl des Pflanzmaterials in Betracht gezogen werden (KÜHL 1999, KÜHL & ZEMLIN 2000). Diese Möglichkeit wird im Abschnitt 4.3 diskutiert.

Eine wichtige Eigenschaft, die Vorteile im Konkurrenzverhalten bringt, ist die Fähigkeit zu einer möglichst schnellen und nachhaltigen Besiedlung freier Flächen. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigten, dass die Ausbreitung der einzelnen Schilfklone nicht einheitlich verlief, sondern von den Standortbedingungen auf den einzelnen Feldern stark beeinflusst wurde.

Eine Beurteilung der Fähigkeit der Klone, sich auf nichtüberstauten Flächen auszubreiten, ist deswegen schlecht möglich, weil bei allen Klonen festgestellt wurde, dass die landseitigen Bestände sich nicht halten bzw. stark zurückgedrängt werden. Die Ursachen hierfür sind zweifellos die Beschattung durch die Bäume und die Konkurrenz weniger lichtbedürftiger Pflanzen. Vor allem Erlen (*Alnus glutinosa*) und Weiden (*Salix spec.*) behinderten auf den Pflanzfeldern das Schilf in seiner Ausbreitung. Diese Arten wurden auch von HASLAM (1971b) als ernsthafte Konkurrenten von Schilfbeständen beschrieben. *Phragmites australis* ist generell auf nicht überstauten, landseitigen Standorten anfällig

gegenüber Konkurrenz (HÜRLIMANN 1951, HASLAM 1973).

Als Begrenzung für den wasserseitigen Vorwuchs gilt meist die 1-m-Tiefenlinie (RODEWALD-RUDESCU 1974). Auf Feld 5 wurde sie bei den am weitesten vorgewachsenen Halmen der meisten Klone bereits 4 Jahre nach der Pflanzung fast erreicht. Eine weitere Zunahme der wasserseitigen Schilfbestände wird hier in Zukunft nur nach den Seiten hin erfolgen. Neben der für den jeweiligen Standort maximalen Ausbreitungsmöglichkeit wird aber der Vorwuchs eines Schilfklons vor allem durch die Wirkung verschiedener Stressoren bestimmt, die zwischen den Feldern differieren können (siehe unten).

Auf den einzelnen Pflanzfeldern konnten unter den vergleichbaren Bedingungen Unterschiede im Ausbreitungsverhalten der Klone festgestellt werden, so dass ein Einfluss des Genotyps wahrscheinlich ist. Vor allem bei MÜGG-klein und PAR1 wurden meist nur geringe Vorwüchse gemessen. Die unterschiedlichen Neigungen verschiedener Schilfklone, ins Wasser vorzuwachsen, wurden bereits von verschiedenen Autoren festgestellt. So beschrieben HAUBER et al. (1991) in Nordamerika und GROSSER et al. (1996) in Süddeutschland, wie ein Klon mit einer geringen Ausbreitungstendenz und hoher Überflutungstoleranz von einem anderen Klon mit einer starken Wuchsleitung und geringerer Überflutungstoleranz eingeschlossen wurde. Im so entstehenden veränderlichen Muster war der Schilfklon mit dem geringen Vorwuchs als Fleck ("patchy-type") im sonst homogenen Bestand ("background-type") zu erkennen. Auch die verstärkte Ausbreitung von *Phragmites australis* in Nordamerika wurde auf genotypische Unterschiede in der Ausbreitungsstärke zurückgeführt. CHAMBERS et al. (1999) vermuteten dabei ein Auftreten von "aggressive genotypes". Es wäre in diesem Zusammenhang interessant, die Zusammensetzung der Bestände aus den einzelnen Klonen nach einem längeren Zeitraum (etwa 10 Jahre) nochmals zu analysieren, weil danach sicher auch Verdrängungseffekte auf den Pflanzfeldern gut erkennbar sein sollten.

Verursacht wurden die Vorwuchsunterschiede im Wasser, soweit sie nicht durch das lokale Lichtregime erklärt werden, möglicherweise durch die genetisch festgelegte Toleranz gegenüber Stressfaktoren. Die Überflutung an sich ist für *Phragmites australis* sicher kein Stress. An wasserseitig wirkende Stressoren (z. B. Belastung durch Wellen) können die einzelne Schilfklone jedoch unterschiedlich gut angepasst sein. Eine wichtige Eigenschaft ist dabei die mechanische Festigkeit der Schilfhalme, die von großer Bedeutung für die Bildung stabiler Bestände im Wasser ist. SUKOPP et al. (1975) und SUKOPP & MARKENSTEIN (1981, 1989) bemerkten eine hohe Anfälligkeit der natürlichen Schilfbestände an der Havel gegenüber mechanischer Belastung. Bei einer Untersuchung der Klone HAVEL2 und PAR1

auf den Pflanzflächen konnte eine tendenzielle niedrigere Festigkeit der Halme bei HAVEL2 gemessen werden (FEILNER 2000). Mögliche genotypische Unterschiede im Verhältnis Sklerenchym / Parenchym, und damit in der Halmfestigkeit, wurden von SUKOPP et al. (1975), SUKOPP & MARKENSTEIN (1981) und KÜHL (1989) vermutet. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden in der Halmlängen-Trockenmassen Beziehung Unterschiede zwischen den Klonen festgestellt. Beim Vergleich der Schilfklone erreichten die beiden HAVEL-Klonen bei ähnlichen Halmlängen stets nur geringe Trockenmassen pro Halm. Eine mögliche Ursache könnte ein geringeres spezifische Gewicht der Halme der HAVEL-Klone sein. Dies kann Auswirkungen auf die Halmstabilität dieser Klone haben (RAGHI-ATRI & BORNKAMM 1980, HOFMANN 1986). Um genauere Aussagen treffen zu können, sind jedoch weitere Untersuchungen zur Halmfestigkeit notwendig.

Einen weiteren sehr starken Einfluss auf den Vorwuchs in das Wasser übte die Bisamratte (*Ondrata zibethicus*) aus. Allgemein frisst der Bisam hauptsächlich Schosser und Rhizome und erst mit Abstand die grünen Halme und Blätter (OSTENDORP 1993). Bei den Schilfklonen auf den Pflanzfeldern konnten z. T. erhebliche Halmverluste festgestellt werden. Insgesamt verursacht er im Berliner Raum weitreichende Schäden an den Röhrichten (BARTHELMES 1978, KRAUSS 1993, KÜHL 1996). An den bayerischen Seen spielte er hingegen keine Rolle (GROSSER et al. 1996).

An allen Schilfklonen auf den Pflanzungen konnten Fraßspuren beobachtet werden, wobei die Halme der HAVEL-Klonen besonders häufig verbissen wurden. Dabei ließ sich eine Abgrenzung zu den Nachbarklonen erkennen, die z. T. deutlich weniger Fraßschäden aufwiesen. Genetisch bedingte Unterschiede, die eine erhöhte Attraktivität für den Bisam darstellen könnten, sind daher nicht auszuschließen. Für eine Bestätigung der Aussagen wären Untersuchungen des Fraßverhaltens der Bisamratte unter standardisierten Bedingungen notwendig.

Der unterschiedlich starke Verbiss übte einen Einfluss auf die Bestandsstruktur der Schilfklone aus. Zum Ausgleich der Halmverluste wurden vermehrt Sekundärhalme gebildet. Dadurch ergab sich eine Mehrgipfligkeit im Diagramm der Größenklassenverteilung der Halmlängen. Sie wurde durch die unterschiedlichen Längen der Primärhalme und der geschädigten Halme bzw. Sekundärhalme hervorgerufen (OSTENDORP & MÖLLER 1991). Ein Vergleich der Größenklassenverteilung der Halmlängen der Klone HAVEL2 und HAVEL3.1 sowie SEDDIN2 und SEDDIN3 auf den Feldern 3 und 4 verdeutlicht dies. Auf dem durch den Bisam stark geschädigten Feld 4 konnte ein unverhältnismäßig hoher Anteil an kleinen Halmen bei den HAVEL-Klonen im Vergleich zu den SEDDIN-Klonen festgestellt werden.

Die relativ enge Begrenzung der Fraßtätigkeit zeigt sich in der Tatsache, dass HAVEL2 und SEDDIN2 sowie HAVEL3.1 und SEDDIN3 auf den Pflanzungen direkt benachbart sind (vgl. Abb. 1). Auf dem weniger durch Bisamfraß gestressten Feld 3 zeigten die HAVEL-Klone eine Halmlängenverteilung, die im Vergleich zu den beiden SEDDIN-Klonen eine Verschiebung zu den geringen Halmlängensklassen erkennen ließ. Die Verluste bei den Primärhalmen sind möglicherweise ein Hinweis auf eine geringere Stabilität der Halme, wie bereits vermutet wurde.

Neben der Halmfestigkeit und den Fraßschäden der Konsumenten sind aber noch weitere Faktoren für das Ausbreitungsverhalten von Bedeutung. Die HAVEL-Klone zeigten trotz der vermuteten Nachteile (geringere Halmfestigkeit, hoher Bisamverbiss) einen zum Teil guten Vorwuchs ins Wasser, während der weniger gestresste Klon MÜGG-klein nur eine geringe Ausbreitung erreichte. Als mögliche Ursachen können Unterschiede in der Produktivität von Bedeutung sein (siehe unten).

Einen Einfluss des Genotyps auf das Wachstumsverhalten und die Produktivität der Schilfklone sowie auf die morphometrischen Parameter der Halme konnte beim Schilf bereits in verschiedenen Untersuchungen festgestellt werden. Dazu zählten sowohl Versuche unter kontrollierten Bedingungen (DANIELS 1991) als auch Anpflanzungen im Freiland (VAN DER TOORN 1972, KOPPITZ et al 1999a) und Beobachtungen an natürlichen Beständen, die in enger Nachbarschaft unter vergleichbaren Standortbedingungen wuchsen (BITTMANN 1953, BJÖRK 1967, GROSSER et al. 1996, KÜHL et al 1999).

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigten zum Teil signifikante Unterschiede zwischen den Klonen sowohl in der Ausbildung der mittleren Halmdichten als auch in den morphometrischen Messwerten. Damit wird der starke Einfluss des Genotyps auf diese Merkmale deutlich.

Bei der Einteilung der verschiedenen Schilfklone in morphometrisch ähnliche Gruppen durch die Clusteranalyse zeigte sich, dass zwischen den autochthonen Schilfklonen geringe Unterschiede bestanden. Die SEDDIN-Klone und die HAVEL-Klone gruppierten sich relativ dicht zusammen. Die anderen Klone lagen von diesem Cluster deutlich getrennt. Die enge Eingruppierung der Klone von Ursprungsstandorten mit ähnlichen Bedingungen könnte ein Hinweis darauf sein, dass unter ähnlichen Standortbedingungen die Selektion von Schilfklonen mit vergleichbaren morphometrischen Eigenschaften erfolgen kann. Im Gegensatz dazu steht, dass die SEDDIN-Klone am originalen Standort sehr verschieden sind (KÜHL et al. 1999). Möglicherweise reagierten die einzelnen Schilfklone unterschiedlich auf spätere Veränderungen am Herkunftsstandort. Die vermuteten Unterschiede in der Reaktions-

norm werden in der weiteren Diskussion ausführlicher behandelt.

Weiterhin erreichten auch Klone mit großen Unterschieden zwischen den Herkunftsstandorten auf den Pflanzflächen in ihrer Morphometrie ähnliche Werte, wie PAR1 und MÜGG am Land. Hier kann aber eine schlechtere Entwicklung von MÜGG, auf Grund der für diesen Schilfklon ungünstigen Bedingungen, vermutet werden. Im Wasser liegen beide Klone auch getrennt. Die Eingruppierung der Schilfklone zeigte noch weitere Unterschiede zwischen den land- und wasserseitigen Bereichen. Im Wasser führte die starke Schädigung der Halme von HAVEL3.1 durch Bisamverbiss dazu, dass dieser Klon mit den weniger wüchsigen PAR1 zusammen eingeordnet wurden. MÜGG-klein unterschied sich im Wasser in der Morphometrie der Halme erheblich von den anderen Klonen. Damit wird die Bedeutung der Standortfaktoren auf die Ausprägung der ausgewählten morphometrischen Größen deutlich. Neben der Morphometrie wurde auch die Produktivität der Schilfklone im starken Maße von den Unterschieden zwischen den überstauten und nichtüberstauten Bereichen beeinflusst. Am Land wurden nur geringe Halmbiomassen pro m² bzw. Blattflächenindizes erreicht. Dabei unterschieden sich die Klone nur gering. Im Wasser hingegen konnte eine höhere Produktivität festgestellt werden, wobei die Werte erheblich variierten.

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, Defizite in der Wasser- und Nährstoffversorgung zwischen den Bereichen auszugleichen, so dass die einzelnen Sprosse eine relativ geringe Varianz in ihren morphometrischen Werten aufweisen. Bei klonalen Pflanzen bilden die über Rhizome verbundenen Einzelpflanzen ein Polykormon, innerhalb dessen eine Arbeitsteilung der Pflanzen möglich ist (ALPERT & STUEFER 1997, SUZUKI & HUTCHINGS 1997). Die besser versorgten Einzelpflanzen können die Ressourcen mit den Pflanzen unter Mangelbedingungen teilen (DE KROON et al. 1996). Generell konnte auch bei Schilf eine physiologische Integration festgestellt werden (HARA et al. 1993). Die Ergebnisse auf den Pflanzungen ergaben jedoch eine scharfe Trennung zwischen den Bereichen Land und Wasser. Dies spricht eher für eine relativ hohe Autarkie der Einzelhalme eines Polykormons als für eine physiologische Integration über lange Strecken. Für weitere Aussagen ist jedoch eine Untersuchung zum Grad der Komplexität der Rhizomverbindungen eines Klons notwendig.

Die Produktivitätsparameter Halmdichte und Halmtrockenmasse sind bei den einzelnen Schilfklonen unterschiedlich gewichtet. Die vergleichsweise hohen Produktivitätswerte für die landseitigen Bereiche erreichte MÜGG-klein infolge der sehr hohen Halmdichten. Gleichzeitig waren die Halmlängen, und damit die Trockenmassen der einzelnen Halme, nur

gering. SEDDIN2 realisierte durch hohe Längen bei nur geringen Dichten die oberirdische Bestandsbiomasse und den Blattflächenindex entgegengesetzt dazu. Die anderen Schilfklone lagen in ihrem Wachstumsverhalten zwischen diesen beiden Extremen. Das stets gleiche Verhalten der Klone auf den verschiedenen Flächen spricht dafür, dass die Regulation der Ausprägung von Halmlängen und Halmdichten stark vom Genotyp bestimmt wird. Unterschiede in der Balance zwischen Halmlängen und Halmdichten verschiedener Schilfpopulationen wurden von VAN DER TOORN (1972) und CLEVERING (1998) festgestellt. KOPPITZ et al. (1999a) vermuteten ebenfalls eine genetische Verankerung der verschiedenen Strategien.

Durch das im starken Maße intern regulierte Gleichgewicht zwischen Dichten und Längen (bzw. Trockenmassen) wird bei klonalen Pflanzen die höchste Produktivität gesichert, ohne dass es in überwucherten Beständen zum Absterben von Halmen kommt (HUTCHINGS 1979, MOOK & VAN DER TOORN 1982, GRANÉLI 1987). Der Zusammenhang zwischen Halmdichten (DI) und Trockenmassen (TM) wurde von YODA et al. (1963 - zitiert in HUTCHINGS 1979) als Gleichung beschrieben: $TM = k * DI^{-3/2}$. In der logarithmischen Darstellung beschreibt sie eine Gerade, die auch als "ultimate thinning line" bekannt ist (HUTCHINGS 1979, GRANÉLI 1987). Eine Überschreitung der Gerade führt zur Verringerung der Dichten infolge erhöhter Halmverluste. Bei relativ kleinen Schilfbeständen, wie sie auf den Pflanzungen bestehen, ist eine Anwendung der Gleichung nur eingeschränkt möglich. Hier ist infolge von Randeffekten eine Überschreitung der "ultimate thinning line" möglich (GRANÉLI 1987). Im Vergleich der Bereiche Land und Wasser konnten jedoch klare Unterschiede erkannt werden. Auf den landseitigen Bereichen der Pflanzungen lagen die Schilfklone deutlich unter der "ultimate thinning line". Der Licht-, Nährstoff- und Wassermangel verhinderte vermutlich die unter optimalen Bedingungen mögliche Produktivität. Im Wasser hingegen wurden die Grenze von den SEDDIN-Klonen zum Teil erreicht. Es wurden für diese Klone im Wasser deutlich höhere Werte für die Halmbiomassendichte und den Blattflächenindex ermittelt als bei den anderen Klonen. Dies kann ein Hinweis auf die gute Anpassung der autochthonen Schilfklone an die Standortbedingungen sein.

Die unterschiedliche Ausprägung von Halmlängen und Dichten, die stark vom Genotyp abhängig ist, kann die Konkurrenzstärke unter verschiedenen Standortbedingungen stark beeinflussen. Die "Strategie" von MÜGG-klein, kleine Halme und hohe Dichten, könnte sich vor allem auf den landseitigen Bereichen der Pflanzungen als vorteilhaft erweisen, wo der Wasserhaushalt und der Nährstoffmangel die Produktivität begrenzen. Für die Beurteilung dieser Frage wäre es wichtig, die Relation zwischen der unterirdischen und der oberirdischen

Biomasse zu kennen. VAN DER TOORN (1972) und MOOK & VAN DER TOORN (1982) wiesen bereits darauf hin, dass eine hohe Halmdichte einen Vorteil im Konkurrenzverhalten unter nährstoffärmeren Bedingungen darstellt. Bei einer guten Nährstoff- und Wasserversorgung hingegen werden die oberen Grenzen der durch den Genotyp vorgegebenen Morphometrie mit einer größeren Wahrscheinlichkeit erreicht. Klone mit höheren Halmen können dann durch Beschattung kleinwüchsige Schilfklone verdrängen.

Die Bedingungen auf dem Land waren vor allem durch eine geringe Nährstoffversorgung (siehe Abschnitt 4.1) geprägt. Aber auch die geringere Wasserversorgung übt einen negativen Einfluss auf die Wachstumsleistungen der Röhrichte aus (HÜRLIMANN 1951, HASLAM 1973, RODEWALD-RUDESCU 1974, KOPPITZ et al. 1999a). Eine Folge der schlechteren Wachstumsbedingungen am Land kann eine vorgezogene Reife sein (LERCH 1991, LARCHER 1994), die den landseitig gefundenen höheren Wert der temperaturgewichteten Wachstumsrate erklären könnte. Die höheren μ_{Temp} -Werte, sowie ein schnelleres Erreichen der endgültigen Halmlängen am Land, deuten auf eine kürzere Vegetationsperiode im Vergleich zu den wasserseitigen Beständen hin. Unterstützt wird diese Aussage durch Beobachtungen, die eine frühere Seneszenz der landseitigen Pflanzen, augenfällig durch die Verfärbung und den Verlust der Blätter, zeigten.

Verschiedene Temperaturverläufe zwischen den Land- und Wasserbeständen sind jedoch sicher dafür bedeutsam, dass das Wachstum im Frühjahr am Land schneller verläuft. Da für beide Teile der Pflanzfelder nur die Summe aus den Tagesmittelwerten eingesetzt wurde, ist die Verzögerung im Wasser vermutlich durch das Mikroklima bedingt.

Genetisch bedingte Unterschiede ließen sich in den temperaturgewichteten Wachstumsraten auf den Pflanzfeldern nicht erkennen. Dies stimmt mit anderen Untersuchungen überein, da die für die Pflanzungen ausgewählten Schilfklone aus einer Region (Berlin-Brandenburg) stammen. Differenzen in der temperaturgewichteten Wachstumsrate treten vor allem in Abhängigkeit vom geographischen Breitengrad des Ursprungsstandortes auf (CLEVERING et al. 2001). Für eine Region konnten zwischen unterschiedlichen Schilfbeständen vergleichbare temperaturgewichtete Wachstumsraten festgestellt werden (ZEMLIN et al. 2000).

Der Vergleich des Verlaufs der saisonalen Entwicklung der Halmdichten deutet ebenfalls auf eine frühere Reife am Land hin. Die Dichten auf den landseitigen Bereichen erreichten im Mai oder Juni ihre höchsten Werte, während sie im Wasser noch bis zum August bzw. September zunahmen. Die Gründe könnten ebenfalls in der möglicherweise verkürzten Vegetationsperiode am Land liegen, so dass sich meist ab Juni die mittleren Halmdichten dort verringerten. Weiterhin könnten erhöhte Halmverluste im Wasser infolge

eines stärkeren mechanischen Stresses und höheren Fraßdrucks zu einer Zunahme der Halmdichten führen. Die verlorenen Primärhalme wurden dabei durch mehrere kleinere und dünnere Sekundärhalme ersetzt (VAN DER TOORN & MOOK 1982, OSTENDORP & MÖLLER 1991). Die Periode der Dichtenzunahme verlängert sich dadurch (HASLAM 1972).

In größeren nicht beschatteten Schilfbeständen wird die Produktivität eines Standorts von der Nährstoffversorgung bestimmt (BJÖRK 1967, HASLAM 1971a, 1972; DYKYJOVÁ & HRADECKÁ 1973, RODEWALD-RUDESCU 1974, KOHL et al. 1998, LIPPERT et al. 1999). Dabei kommt der Stickstoffversorgung die größte Bedeutung zu (BITTMANN 1953, ROMERO et al. 1999).

Wie schon darauf hingewiesen, herrschten im Wasser günstigere Wachstumsbedingungen als am Land (siehe Abschnitt 4.1). Dies betrifft an den untersuchten Pflanzfeldern sowohl die Stickstoffversorgung als auch die Strahlung, da an allen Feldern der Schatten der Kiefern, Erlen oder Weiden die Landseite stärker betraf als die Wasserseite.

Eine Sonderstellung nahm Feld 6 an der Havel ein. Im Gegensatz zu den stauregulierten Gewässern Langer See und Seddinsee (Felder 1 bis 5) wurde an der Havel auch der landseitige Bereich der Pflanzung im Frühjahr zeitweise überflutet. Die dadurch verbesserte Wasser- und Nährstoffversorgung führte möglicherweise zu dem deutlich stärkeren Wachstum und der höheren Produktivität der Schilfklone am Land im Vergleich zu den anderen Feldern.

Die erheblichen Unterschiede in der Morphometrie und der Produktivität der wasserseitigen Schilfbestände auf den Feldern 1 und 2, mit einer vergleichsweise geringen Produktivität, und den Feldern 3 und 5, mit einer sehr guten Entwicklung der meisten Schilfklone im Wasser, ließ sich nicht auf Differenzen in der N-Versorgung zurückführen (Tab. 6, Abb. 6 und 7; siehe auch Abschnitt 4.1). Daher sind vermutlich neben dem Nährstoffstatus noch weitere Standortfaktoren von Bedeutung.

Einen Anteil an den beobachteten Unterschieden könnten die verschiedenen Expositionen der Pflanzfelder haben, da die Beschattung durch die Ufervegetation einen Einfluss auf die Ausprägung der Morphometrie und Produktivität nimmt (HASLAM 1971b, KÜHL 1989). Unter den Pflanzfeldern hatten vermutlich die Felder 1 und 2 die ungünstigste Exposition. Mit ihrer Süd-Ost Ausrichtung konnten sie die Sonnenstrahlung nur bis zum frühen Nachmittag voll nutzen. Dies kann eine Ursache für die allgemein geringe Produktivität auf diesen Feldern sein.

Die Variabilität in der Ausbildung der Schilfbestände zwischen den einzelnen Feldern

verdeutlicht den starken Einfluss der Standortbedingungen auf das Schilfwachstum. Dabei zeigten sich im Vergleich der 6 Pflanzfelder verschiedene Amplituden bei den einzelnen Schilfklonen. Während MÜGG-klein meist mit den geringsten und SEDDIN2 häufig mit den höchsten Werten in ihrer Position relativ konstant blieben, konnte im Gegensatz dazu bei anderen Klonen eine höhere Variabilität der Werte auf den einzelnen Flächen beobachtet werden. Möglicherweise ist die Schwankungsbreite der verschiedenen Parameter vom Genotyp determiniert. In verschiedenen Untersuchungen konnten Unterschiede in der phänotypische Plastizität zwischen den Klonen von Schilfpopulationen gemessen werden (CLEVERING 1999). Auch bei anderen Pflanzenarten wurde beobachtet, dass verschiedene Populationen einer Art an bestimmte Umweltbedingungen unterschiedlich angepasst sein können (WARWICK & BRIGGS 1979, DAVIES & SINGH 1983, LESSMANN et al. 1997).

Eine weitere Ursache für die unterschiedlichen Amplituden der Schilfklone kann in der Heterogenität des Standortfaktors Licht auf den einzelnen Feldern liegen. Da Schilf relativ empfindlich auf Beschattung reagiert (HASLAM 1971b, KÜHL 1989), kann die unterschiedliche Höhe der Ufervegetation partiell schlechtere Bedingungen darstellen. Der betroffene Klon könnte sich weniger gut entwickeln, als aus dem Nährstoffstatus des Feldes abzuleiten ist. Dies würde seine phänotypische Plastizität erhöhen.

Weitere Untersuchungen sind daher notwendig, um den genotypischen Anteil an der Schwankungsbreite der verschiedenen Parameter der Morphometrie und Produktivität herauszustellen. Prinzipiell ist das Zusammenwirken von Genotyp und Umweltfaktoren, das den Phänotypen bestimmt (auch Reaktionsnorm, phänotypische Plastizität), ein eigenes Merkmal, das einer Selektion unterworfen sein kann (VIA et al. 1995). Eine Darstellung der phänotypischen Plastizität kann in Reaktionsnorm-Diagrammen erfolgen (vgl. THOMPSON et al. 1991b, ANDERSSON & WIDÉN 1993, CLEVERING 1999). Eine statistische Auswertung war auf Grund des Versuchsansatzes in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht möglich. Da im Projekt die spezifischen Eigenschaften möglichst vieler Klone auf ihre praktische Anwendbarkeit hin geprüft werden sollte, musste auf Grund der hohen Wüchsigkeit von *Phragmites australis* auf eine mehrfache Anpflanzung der einzelnen Schilfklone auf den Flächen verzichtet werden. Damit lagen keine echten Wiederholungsmessungen für die jeweiligen Pflanzflächen vor (Problem der "pseudoreplication" siehe HURLBERT 1984).

Fasst man die diskutierten Ergebnisse zusammen, wird deutlich, dass der Genotyp die Ausprägung verschiedener Merkmale entscheidend bestimmt. Von den untersuchten Parametern betrifft dies insbesondere das Verhältnis von Halmtrockenmasse und Halmdichte,

die Produktivität hinsichtlich der oberirdischen Biomasse, die Halmlänge, den Halmdurchmesser und die Gesamtblattfläche pro Halm. Auf den einzelnen Feldern konnten die 10 Schilfklone auf Grund der unterschiedlichen Ausprägung dieser Merkmale stets gut unterschieden werden. Die genetisch determinierten Unterschiede waren zum Teil beträchtlich und können sich auf das Konkurrenzverhalten unter bestimmten Standortbedingungen auswirken.

Der große Einfluss der Standortbedingungen auf das Schilfwachstum wird besonders beim Vergleich der Land- und Wasserbereiche auf den Pflanzfeldern deutlich. Dabei sind die Wachstumsbedingungen im Wasser erheblich besser. Die Pflanzen im Wasser sind aber auch bestimmten Stressfaktoren ausgesetzt. Die Fähigkeit in das Wasser vorzudringen wird damit zum Teil durch die Widerstandskraft gegenüber den verschiedenen Stressoren bestimmt. Da dies auch genetisch determiniert sein kann, wäre es interessant, die Fähigkeit der Klone langzeitstabile Bestände im Wasser zu bilden, weiter zu verfolgen.

Aussagen zur Konkurrenzstärke der morphologisch deutlich zu unterscheidenen Klone auf den untersuchten Pflanzfeldern an der Berliner Havel, am Seddinsee und am Langen See sind sicher nach längerer Zeit möglich. Die in dieser Arbeit untersuchte Anpflanzung bietet für derartige Untersuchungen eine einzigartige Möglichkeit. Wenn nach mehreren Jahren die Verdrängungseffekte untersucht werden sollen, können hierfür molekularbiologische Methoden (PCR, Restriktionsmuster) mit morphologischen Unterscheidungsmerkmalen kombiniert werden. Es wäre sicher zur Vorbereitung solcher Untersuchungen reizvoll, die Möglichkeit der Zuordnung einzelner Sprosse zu einem Klon nach dem äußeren Habitus mit Hilfe der molekularbiologischen Größen statistisch zu prüfen.

4.2.2. Unterschiede in der Stickstoffdynamik

Allgemein ist das Schilfwachstum abhängig von der Nährstoffversorgung am Standort. Dabei kommt dem Stickstoff die größte Bedeutung zu (BITTMANN 1953, BJÖRK 1967, RODEWALD-RUDESCU 1974, KOHL et al. 1998, ROMERO et al. 1999). Im Zusammenhang mit der jeweiligen Stickstoffverfügbarkeit am Standort wurden bei *Phragmites australis* unterschiedliche N-Speicher- und Translokationstrategien festgestellt, deren mögliche genetische Bedingtheit noch unklar war und in dieser Arbeit analysiert werden sollte. Auf Grund der Unterschiede im Zeitpunkt und im Mengenanteil des aus den Jahressprossen im Herbst abtransportierten Stickstoffs wurden zwei verschiedene Grenztypen, der Translokationstyp und der Assimilationstyp unterschieden (KÜHL & KOHL 1993, KÜHL et al. 1997, LIPPERT et al. 1999). Der Assimilationstyp kommt auf nährstoffreichen Standorten vor und ist durch eine hohe Produktivität, eine lange Wachstumsperiode, hohe Stickstoffgehalte in der Biomasse und einen späten Beginn der Stickstoffverlagerung in die Rhizome gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu ist der Translokationstyp auf nährstoffärmeren Substraten zu finden. Eine geringere Produktivität bei gleichzeitig geringeren Stickstoffgehalten in den Halmen und in der Streu, sowie eine kurze Wachstumsphase und eine frühe Rückverlagerung des Stickstoffs in die Speicherorgane, sind die Kennzeichen dieses Grenztyps.

An den untersuchten Feldern unterschieden sich die Klone nicht signifikant in Bezug auf die jahreszeitliche Dynamik der Stickstoffgehalte in den Trockenmassen (N_{TM}), so dass die Hypothese der genetischen Verankerung der o.g. Stickstoffspeicherungs- und Translokationsstrategie nicht unterstützt werden kann. Hinweise auf eine mögliche Zuordnung der untersuchten Klone zu einem der beiden vermuteten "Ökotypen" konnten nicht gefunden werden.

In den Stickstoffgehalten der Trockenmasse zeigten alle 10 Schilfklone vergleichbare Werte. Der Einfluss des Genotyps auf diesen Parameter ist daher als gering einzuschätzen. Im Gegensatz dazu stellten KOPPITZ et al. (1999b, 2000) bei Untersuchungen auf einem wieder-vernässten Niedermoor bei einem von 9 Klonen, RIES1, deutlich höhere N_{TM} -Gehalte fest. Auf Grund dessen wurde RIES1 dem Assimilationstyp zugeordnet (KOPPITZ et al. 1999b, 2000). Möglicherweise können sich noch in der weiteren Entwicklung der Felder Unterschiede zwischen den untersuchten Klonen herausbilden. Die Ergebnisse der Untersuchung im Jahre 1998 lassen dies aber noch nicht erkennen.

Der Vergleich der Stickstoffgehalte der 10 Schilfklone auf den ausgewählten Feldern 2 und 6 lässt erkennen, dass das N-Speicherverhalten, wie es beim Assimilations- und

Translokationstypen vermutet wurde, nicht vom Genotyp bestimmt wird. Die Unterschiede zwischen den Pflanzen der überstauten und nicht überstauten Bereiche der Felder verdeutlichen dagegen die starken Einfluss der Standortfaktoren auf die N-Dynamik.

Der Schilfklon PAR1 diene an seinem ursprünglichen Standort zur Definition eines der beiden Grenztypen der Stickstoffdynamik, des Translokationstyps (KÜHL & KOHL 1993, KÜHL et al. 1997). Dagegen entsprach der Klon MÜGG dem Assimilationstyp (KOHL et al. 1998). Auf den Pflanzungen wiesen sowohl die saisonale Dynamik der mittleren Stickstoffgehalte in der Trockenmasse (N_{TM}) als auch die Mittelwerte der N_{TM} -Gehalte über die Vegetationsperiode keine erkennbare Differenz zwischen diesen Klonen auf. Die Werte unterschieden sich dabei sehr deutlich von den Werten, die mit den gleichen Methoden am Ursprungsstandort ermittelt wurden (Abb. 48). Es zeigte sich eine starke Ähnlichkeit in der Entwicklung der N_{TM} -Gehalte der wasserseitigen Pflanzen der beiden Schilfklone mit derjenigen von MÜGG am Herkunftsstandort, während sich die landseitigen Pflanzen beider Klone vergleichbar mit dem den Pflanzen von PAR1 an deren stickstoffarmen Herkunftsstandort verhielten. Das unterstreicht den starken Einfluss des Standortes auf die N_{TM} -Dynamik der Schilfhalme, wie schon von KÜHL & ZEMLIN (2000) vermutet wurde. Das Ergebnis stellt klar, dass diese beiden Klone hinsichtlich der Stickstoffdynamik keinem Ökotyp entsprechen. Der Begriff Ökotyp kann nur sinnvoll als eine genetisch an eine ökologische Situation angepasste Population verstanden werden. Er sollte im Zusammenhang mit der Stickstoffdynamik nur Verwendung finden, wenn charakteristische Typen mit einer ausgeprägten genetisch verankerten Besonderheit der Stickstoffverlagerung und der Stickstoffspeicherung nachweisbar sind.

Der Anstieg der N_{TM} -Gehalte zwischen Juli und September bei einigen Klonen (Abb. 43) stellt eine Abweichung von der normalen saisonalen N-Dynamik dar. Sie lässt sich vermutlich auf neu ausgetriebene Halme zum Ausgleich von Halmverlusten und Fraßschäden zurückführen. Die relativ jungen, noch im Wachstum befindlichen Sekundärhalme wiesen einen höheren prozentualen Stickstoffgehalt auf als die älteren Primärhalme. Ein ähnliches Verhalten konnte auch in anderen Untersuchungen beobachtet werden (KÜHL & KOHL 1992, 1993; ROLLETSCHEK et al. 1999).

Die Unterschiede in den Stickstoffgehalten der 10 Klone auf den Feldern 2 und 6, die sich hinsichtlich der Produktivität sehr unterschieden, waren gering ausgeprägt. Die zum Teil höheren N_{TM} -Werte auf dem Feld 2 mit den wenig wüchsigen Beständen lassen die Vermutung zu, dass die Produktivität auf diesem Feld durch einen zusätzlichen Mangelfaktor, vermutlich Lichtmangel, eingeschränkt war. KÜHL & KOHL (1993) wiesen bereits darauf hin,

dass ein hoher prozentualer Stickstoffgehalt entweder auf eine gute N-Versorgung deutet oder auf eine Limitation durch weitere Standortfaktoren schließen lässt.

Bei den mittleren Stickstoffmengen pro Halm (N_{Halm}) zeigten sich Unterschiede zwischen den 10 untersuchten Klonen, die mit den Differenzen in den Halmtrockenmassen erklärt werden. Eventuell besteht für MÜGG-klein (geringe Halmtrockenmasse), ein Konkurrenzvorteil bei geringem N-Angebot, da für die Bildung der Assimilationsorgane weniger Stickstoff benötigt wird. Oft befinden sich unter suboptimalen Bedingungen weniger produktive Genotypen im Vorteil (VAN DER TOORN 1972). Bei einer Verbesserung der N-Versorgung entsteht bei solchen Genotypen jedoch die Gefahr der Verdrängung infolge der Beschattung durch höherwüchsige Schilfklone.

Der stark wüchsige Klon SEDDIN2 weist die höchsten durchschnittlichen N-Gehalte bezogen auf einen Halm aus. Wegen der geringen N-Versorgung am Land führte dies dort zu einer sehr niedrigen Halmdichte. Die Konkurrenzstärke ist unter diesen Bedingungen möglicherweise eingeschränkt, da Halmverluste stärker ins Gewicht fallen und nicht so leicht kompensiert werden können.

Die beiden Schilfklone MÜGG und PAR1 unterschieden sich zwar nicht im Stickgehalt der Halme und im Stickstoffgehalt der Basalinternodien, sie zeigten jedoch einen deutlichen Unterschied im Gehalt an freien Aminosäuren im Basalinternodium (Ges-As). Hier wurden höhere Werte beim Klon MÜGG gemessen. Die Interpretation dieses Ergebnisses fällt nicht leicht. Man könnte vermuten, dass sich lösliche Aminosäuren anhäufen, wenn das Wachstum nicht durch die Stickstoffversorgung, sondern durch einen anderen Faktor limitiert wird. Dies würde auch die höheren Gehalte an Aminosäuren in den Halmen im Wasser (Abb. 52) erklären. Es ist aber zu berücksichtigen, dass der Aminosäurestickstoff nur etwa 10 bis 15 % des Gesamtstickstoffs der untersuchten Internodien ausmacht.

Unter den einzelnen freien Aminosäuren erreichte Asparagin (ASN) die höchsten prozentualen Anteile. Allgemein gilt ASN als Haupttransport- und Speicherkomponente im N-Stoffwechsel des Schilfs (KOHL et al. 1998, ROLLETSCHEK et al. 1999a). Bei MÜGG wurden meist höhere ASN-Werte als bei PAR1 gemessen, nicht nur absolut, sondern auch in Relation zu den übrigen Aminosäuren (Abb. 54, Tab. 11).

Als weitere, in ihren Mengen wichtige Aminosäuren, wurden Glutamin (GLN), Aspartat (ASP), Glutamat (GLU), Alanin (ALA), Serin (SER) und Tyrosin (TYR) bestimmt. Dem Aminosäuremuster wird eine indikatorische Bedeutung hinsichtlich der Sauerstoff- und der Stickstoff-Versorgung beigemessen (KOHL et al. 1998, 2000). Der deutliche Anstieg von

Glutamin bei der besseren N-Versorgung im Wasser dürfte damit zusammenhängen, dass GLN neben ASN eine wichtige Transportaminosäure darstellt (KOHL et al. 2000).

Die Aminosäuren Alanin, Serin und γ -Aminobuttersäure können vermehrt auftreten, wenn in einem Teil der Wurzel eine anaerobe Gärung zu erwarten ist. Da für ihre Synthese aus Kohlenhydrat und Ammonium viel NADH bzw. NADPH verbraucht wird, können sie physiologische Gärungs-Endprodukte darstellen. Das vorübergehende Auftreten von Sauerstoffmangel in der Wurzel ist immer dann zu erwarten, wenn der Sauerstoffentzug durch das anaerobe Substrat auf Grund der Anhäufung von organischem Material sehr intensiv verläuft und durch die Gas-Diffusion aus dem im allgemeinen gut belüfteten Rhizom über das Aerenchym der Wurzel nicht ausgeglichen werden kann (KOHL et al. 1998). Eine starke Sauerstoffzehrung im Substrat, ist an den recht jungen Schilfbeständen, die in dieser Arbeit untersucht wurden, nicht zu erwarten. Dem entsprechen vergleichsweise niedrige Werte für die "gärungsanzeigenden" Aminosäuren (Abb. 56). Der höchste Anteil dieser Aminosäuren am Gesamtgehalt wurde mit 63 % von ROLLETSCHEK et al. (1999b) an einem Standort im Donau-Delta gefunden. Es ist anzunehmen, dass ein gewisser Basiswert für die Summe aus Serin, Alanin und γ -Aminobuttersäure auch dann gefunden wird, wenn ein rein oxidativer Stoffwechsel in der Wurzel vorliegt. Dies könnte erklären, warum der Anteil der genannten Summe am Gesamt-Aminosäuregehalt im überstauten Teil der Pflanzfelder nicht höher war als auf dem Land. Obwohl die Gärungsanzeiger am Land mit einem etwas höheren Anteil als im Wasser vertreten waren, liegen die Absolutgehalte im Wasser höher (Tab. 11). Daraus könnte man schließen, dass die Basiswerte von Alanin und Serin weniger stark vom Stickstoff-versorgungsgrad abhängen als die Gehalte der typischen Transport- und Speichersubstanzen Asparagin und Glutamin.

Prolin (PRO) spielt allgemein eine bedeutende Rolle in der Stressregulation der Pflanzen (DELAUNEY & VERMA 1993). Auf den Pflanzflächen wurden am Land signifikant höhere Gehalte an Prolin als im Wasser gemessen. Als Ursache kann man die geringere Wasserverfügbarkeit auf den landseitigen Bereichen vermuten. Die geringen Differenzen zwischen MÜGG und PAR1 sprechen dafür, dass es sich um eine allgemeine Anpassung an die ungünstigen Verhältnisse handelt. In diesem Zusammenhang wäre die Untersuchung eines Schilfklons interessant, der seinen ursprünglichen Standort am Land hatte.

Bei beiden Klonen war Saccharose der dominierende Zucker in den Basalinternodien, wobei die Zuckergehalte im Oktober höher waren als im Juli. Der herbstliche Anstieg war bei den im Wasser stehenden Pflanzen besonders hoch (Abb. 57). Dies kann bedeuten, dass die unteren Internodien im Herbst als ein Zwischenspeicher beim Abtransport der Assimilate in

das Rhizom dienen. Diese Resultate sind mit früheren Untersuchungen vergleichbar (KOHL et al. 1998, ROLLETSCHKEK et al. 1999a).

Bei beiden Klonen wurde im Oktober am Land signifikant weniger Zucker im Basalinternodium gemessen als im Wasser, während im Juli keine Unterscheide zwischen den Bereichen bestanden. Möglicherweise wurde dies durch eine frühe Seneszenz der Pflanzen am Land (vgl. Abschnitt 4.2.1) verursacht, so dass das Maximum bei der Probenahme schon überschritten war. Eine weitere Ursache könnte eine stärkere Beschattung der Bestände am Land durch die Ufervegetation sein.

KOHL et al. (1998, 2000) vermuteten, dass der Vergleich der Aminosäuren- und Zuckergehalte im Basalinternodium eine bessere Abschätzung der N-Versorgung als die Gesamtstickstoffgehalte der Pflanzen ermöglicht. Ein hohes Verhältnis freier Aminosäuren zu freien Zuckern im Basalinternodium sollte auf eine gute N-Versorgung hinweisen. Obwohl am Land eine erheblich geringere N-Versorgung vermutet wurde, war das Verhältnis dort nicht stärker zu den Zuckern verschoben als im Wasser (Abb. 59). Es fällt auf, dass der Wertebereich für das Zucker / Aminosäure-Verhältnis kleiner ist als im Fall der von KOHL et al. (1998) untersuchten Proben, die von Standorten mit viel größerer Variabilität des N-Angebotes stammten. Dabei ist die Streuung der Daten relativ groß. Am Land lagen sowohl bei den Aminosäuren als auch bei den Zuckern die Absolutwerte deutlich niedriger als im Wasser, was bei den Zuckern mit der Licht-Exposition zusammenhängen könnte. Für eine Beurteilung der Stickstoff-Versorgung am Land und im Wasser erscheinen für die untersuchten Standorte der prozentuale Stickstoffgehalt in den Trockenmassen besser geeignet.

Fasst man die Ergebnisse zu den Stickstoff-, Aminosäure- und Zuckergehalten zusammen, ergeben sich keine Hinweise auf ausgeprägte Unterschiede zwischen den Klonen. Die Möglichkeit der Existenz verschiedener Ökotypen mit ausgeprägten genetisch fixierten Besonderheiten der N-Speicherung und N-Dynamik, die nach dem Vergleich unterschiedlicher Standorte diskutiert wurde (KÜHL & KOHL 1993, KÜHL et al. 1997, LIPPERT et al. 1999, ROLLETSCHKEK et al. 1999a, KOPPITZ et al. 1999b), ließ sich nicht bestätigen. Die gefundenen Unterschiede lassen sich eher mit der Umwelt (Land-Wasser) erklären. Die Klone verhielten sich sehr ähnlich. KÜHL & ZEMLIN (2000) vermuteten, dass die einzelnen Halme relativ autark in der Nährstoffaufnahme sind und die N_{TM} -Gehalte vor allem vom Stickstoffangebot am jeweiligen Standort abhängig sind. Auch in anderen Untersuchungen

erwiesen sich die Schilfklone von nährstoffreichen und -armen Standorten in gemeinsamer Kultur in der N-Translokation als vergleichbar (CLEVERING 1998).

Es bleibt dennoch anzunehmen, dass für die Konkurrenz unterschiedlicher Schilf-Genotypen (Klone) die Effizienz der Stickstoffnutzung wichtig ist. Wie bereits diskutiert unterscheiden sich Schilfklone z. B. deutlich und nachweislich in der Wuchsleistung, in der Produktivität, sowie im Verhältnis zwischen Halmdichte und Halmlänge. Solche Unterschiede kommen höchstwahrscheinlich konkurrenzwirksam zur Geltung, wobei bei unterschiedlichem Stickstoffangebot unterschiedliche morphometrische Typen Vorteile bieten könnten. Bei geringem Stickstoffgehalt des Substrates sollten z. B. Klone mit einer geringen Halmbiomasse konkurrenzstärker sein als Klone mit starkwüchsigen Halmen, da bei den letzteren der jährliche N-Verlust bei vergleichbarer Translokationsrate größer ist. An eutrophierten Standorten sollte man dagegen davon ausgehen, dass eine genetische Veranlagung zur Bildung langer und gleichzeitig mechanisch stabiler Halme einen Konkurrenzvorteil bietet. Sehr wesentlich dürfte unter diesen Bedingungen auch die Wachstumsgeschwindigkeit der Halme im Frühjahr sein, weil die Konkurrenz um das Licht besonders während der Hauptaustriebszeit entscheidend ist.

Neben dem Wechselverhältnis von Stickstoff- und Lichtangebot, von dem der Anpassungswert bestimmter morphometrischer Genotypen abhängt, sind insbesondere die Faktoren Wind und Wellen in Betracht zu ziehen. Die mechanische Belastung kann standortabhängig sehr stark variieren und auf die einzelnen Klone auf Grund ihrer Morphometrie eine jeweils unterschiedliche Wirkung ausüben. Bekanntlich wirkt gerade die Kombination von guter Stickstoffversorgung und starker mechanischer Belastung destabilisierend auf Schilfbestände (RAGHI-ATRI & BORNKAMM 1980, HOFMANN 1986). Dies dürfte u.a. daran liegen, dass die Selektionskriterien bei hohem N-Angebot (lange Halme, große Blattflächen) denen zuwider laufen, die bei starken mechanischen Stress wirken.

4.2.3. Entwicklung der einzelnen Schilfklone auf den Pflanzfeldern

Zunächst bestand die Frage, ob sich die neu angepflanzten Schilfklone auf den Pflanzfeldern unterschiedlich schnell etablieren (KÜHL 1996, 1997). Obwohl die Klone sich hinsichtlich der morphometrischen Merkmale unterscheiden lassen, entwickelten sie alle auf den Pflanzfeldern in der gleichen Zeit anscheinend stabile Bestände, die meist sehr schnell den Uferbereich bis zu einer Tiefe von ca. 0,5 m besiedelten.

Die Reife ist für die einzelnen Schilfklone erreicht, wenn die unter den gegebenen Standortbedingungen möglichen Werte für Produktivität und Morphometrie der Pflanzen realisiert werden. Ändern sich die klimatischen und edaphischen Standortfaktoren über eine längere Zeit nicht, bleiben diese Werte über die Jahre vergleichbar (VAN DER TOORN 1972, HASLAM 1973). Eventuell auftretende Schwankungen in der Halmbiomasse etablierter Bestände werden dann von dem wechselnden Einfluss der Konsumenten oder besonderer Witterungsereignisse verursacht (HASLAM 1973, GROSSER et al. 1996, KÜHL et al. 1999, ZEMLIN et al. 2000).

Am eigentlichen Pflanzort, an der Landaufschüttung, waren die Veränderungen der morphometrischen Werte und der Halmbiomassen von 1998 bis 1999 nur noch gering. Daher kann man vermuten, dass die an diesem Standort mögliche Wuchsleistung weitgehend ausgeschöpft war. Der hierfür erforderliche Zeitraum von der Anpflanzung im Frühjahr 1995 bis zum Ende der Vegetationsperiode 1998 liegt im Rahmen der in der Literatur beschriebenen Dauer. RODEWALD-RUDESCU (1974) berichtete, dass die Ausbildung von Halmen mit normaler Größe aus abgetrennten Rhizomstücken 3 bis 5 Jahre benötigte. HASLAM (1973) gab an, dass die Entwicklungszeit zu reifen blühenden Beständen 2 bis 3 Jahre unter günstigen, aber unter ungünstigen Bedingungen auch länger dauern kann.

Im Laufe der Entwicklung von 1995 bis 1998 veränderte sich die Bestandsstruktur am Land. Die Halmlängen nahmen zu, während sich die Halmdichten verringerten. Diese Tendenzen wurden in der Entwicklung von Schilfanpflanzungen häufiger beobachtet (VAN DER TOORN 1972, KOPPITZ et al. 1999). Es scheint ein gewisser Zeitraum notwendig zu sein, um das für den jeweiligen Klon typische Verhältnis zwischen Halmlängen und -dichten zu erreichen (vgl. Abschnitt 4.2.1). Dieser Zeitraum zur Erreichung der Reife kann auch abhängig vom Genotyp sein (KÜHL 1996, KÜHL & ZEMLIN 2000). In den Halmlängen am Land konnten noch 1996 relativ einheitliche Werte zwischen den Klonen festgestellt werden. Während aber MÜGG-klein in den nächsten Jahren (bis Ende 1998) nur geringe Zunahmen verzeichnete, nahmen die Längen bei den SEDDIN- und HAVEL-Klonen weiter zu. VAN DER

TOORN (1972) berichtete, dass Schilfklone mit längeren Halmen eine längere Entwicklungszeit bis zur Blühreife bzw. bis zum Erreichen der Endlänge der Halme benötigen als Klone, die kürzere Halme ausbilden. In ähnlicher Weise verhielt sich auch die mittlere Blattfläche pro Halm. Die Halmlängen von RIES1 zeigten ein mit MÜGG-klein vergleichbares Verhalten. Hier liegt jedoch vermutlich eine besonders starke Limitation vor, da RIES1 am natürlichen Standort, einem Rieselfeld, sehr hohe Halmlängen ausbildet. Eine Ursache dafür könnte darin bestehen, dass dieser Klon für ein optimales Wachstum der Halme besonders hohe Ansprüche an die Stickstoffversorgung stellt.

Anders als auf dem Land zeigte sich im Wasser, in das die Rhizome erst im zweiten und dritten Jahr eindringen, zwischen 1998 und 1999 noch eine sehr deutliche Zunahme des Wuchses. Bis zur vollständigen Reife der überstauten Bestände kann bei den meisten Schilfklonen mit einer weiteren Verstärkung der morphometrischen Unterschiede zwischen den land- und wasserseitigen Flächen gerechnet werden. Bei MÜGG-klein wurden von 1998 bis 1999 kaum Veränderungen an den Beständen im Wasser gemessen. Dieser Klon zeigte im Vergleich mit den übrigen Schilfklonen eine deutlich geringere Neigung den überschwemmten Uferbereich zu besiedeln, obwohl auch er von einem im Wasser stehenden Bestand stammt.

RODEWALD-RUDESCU (1974) beschrieb, dass die Entwicklung beim Schilf vom Samen bzw. Rhizomfragment zur blühenden Pflanze 3 bis 5 Jahren dauern kann. Danach kommt es zu einem weiteren Anstieg der Rispenbildung mit zunehmenden Alter der Bestände (BORNKAMM & RAHI-ATRI 1986). Die Bedeutung der genetischen Komponente verdeutlichen die klonalen Unterschiede im Anteil an rispenbildenden Halmen. Auch der Beginn der Bildung blühender Pflanzen war bei den einzelnen Schilfklonen verschieden. Auf den Pflanzungen wurden schon zum Ende der Vegetationsperiode 1995 bei PAR1 Rispen festgestellt (KÜHL 1996). Den Einfluss beider Faktoren, des Genotyps und des Entwicklungsstandes der Klone, auf die Ausbildung der Rispe betonte auch VAN DER TOORN (1972).

Beschattung wird als negativ für die Rispenbildung angesehen (BJÖRK 1967, KÜHL 1989, SCHIEFERSTEIN 1997). Eine ungünstigen Exposition der Felder 1 und 2 wurde schon als Ursache für die geringe Wuchsleistung der Schilfpflanzen dort vermutet (siehe Abschnitt 4.2.1). Dies trifft auch auf die Rispenbildung zu. Zusätzlich wurde der Anteil der rispenbildenden Halme von den Konsumenten beeinflusst. Die Wirkungen waren dabei sowohl auf den einzelnen Feldern als auch zwischen den Klonen unterschiedlich (siehe Abschnitt 4.2.1). Am Land unterdrückte vor allem der Insektenfraß durch die Zerstörung der

Sprossspitzen die Rispenbildung. Im starken Maße vom Fraß betroffen waren die Felder 1 und 2, so dass sich die Wirkungen der Insekten nicht von eventuellen Einflüssen der Exposition abgrenzen ließen. Im Wasser schränkte vor allem die Fraßtätigkeit des Bisams den Anteil an blühenden Primärhalmen ein.

Vergleicht man die am Herkunftsstandort erreichten Wachstumsparameter mit denen auf der Pflanzung, fällt das Ergebnis bei den untersuchten Schilfklonen unterschiedlich aus. MÜGG und die SEDDIN-Klone 1, 3 und 4 erreichten nur selten die Werte ihrer Herkunftsbestände. Im Gegensatz dazu entwickelten sich PAR1 und SEDDIN2 auf den Pflanzungen vergleichbar bzw. besser als an ihren ursprünglichen Standorten. Die HAVEL-Klone, MÜGG-klein und RIES1 konnten auf Grund der wenigen an den Herkunftsbeständen erhobenen Daten für diesen Vergleich nicht berücksichtigt werden.

Bei MÜGG, SEDDIN1, SEDDIN3 und SEDDIN4 zeigte sich in der Ausprägung der Halmlängen und Blattflächen der starke Einfluss der Nährstoffversorgung auf die Produktivität. Auf den nährstoffärmeren landseitigen Bereichen der Pflanzflächen konnten die Wachstumsleistungen der Herkunftsbestände nicht erreicht werden. Da die wasserseitigen Bestände jünger sind als die landseitigen, kann dort ein weiterer Zuwachs nicht ausgeschlossen werden. Daher könnten die Schilfklone im Wasser in den nächsten Jahren die morphometrischen Parameter der Herkunftsbestände erreichen. Im Gegensatz dazu lag der Blattflächenindex auf den Pflanzflächen deutlich höher als bei den ursprünglichen Schilfklonen. Ausschlaggebend dafür waren die merklich höheren Halmdichten auf den Pflanzungen, die als Artefakt zu werten ist.

PAR1 erreichte am Land ähnliche morphometrische Werte wie seine Bestände am mesotrophen Parsteiner See, die dort im Wasser stehen. Es ist davon auszugehen, dass in beiden Fällen starke N-Limitation vorliegt. Wegen günstigerer N-Versorgung wurden an den Berliner Standorten im Wasser bei diesem Klon höhere Halmdurchmesser und Blattflächen gemessen als am Parsteiner See. Halmlängen und Anzahl der Internodien waren hingegen vergleichbar mit dem Herkunftsbestand. Dies spricht für genotypischen Grenzen in der Halmwüchsigkeit bei diesem Klon. Es wäre daher interessant, ob der Klon PAR1 an den Berliner Pflanzungen in Zukunft durch produktivere Schilfklone verdrängt wird. Im Sommer 2002 war davon noch nichts zu bemerken.

Die Anzahl der Blätter lag bei PAR1 auf den Pflanzungen höher als am ursprünglichen Standort. Bei MÜGG war sie auf der Pflanzung denen der Herkunftsstandorte ähnlich, obwohl die Internodienanzahl wesentlich geringer war. Dies liegt an den erheblichen

Unterschieden in den Wassertiefen (ursprüngliche Standorte: max. 1,3-1,5 m; Pflanzungen: max. 0,3-0,8 m; vgl. Tab. 1 und Abb. 11).

SEDDIN2 zeigte eine im Vergleich zum Herkunftsbestand deutlich stärkere Wuchsleistung der Halme im überstauten Teil der Pflanzfelder gegenüber dem Herkunftsstandort. Dies äußerte sich in signifikant höheren Halmlängen, Basaldurchmessern und Gesamtblattflächen pro Halm. Daraus kann gefolgert werden, dass dieser Klon auf den Pflanzungen bessere Bedingungen vorfand als am ursprünglichen Standort, obwohl dort im Durchschnitt höhere Stickstoffgehalte im Substrat vorhanden waren als auf den Pflanzflächen (siehe Abschnitt 4.1). Ursachen für dieses unerwartete Ergebnis liegen nicht klar auf der Hand. Denkbar wäre, dass am eutrophierten Herkunftsstandort keine optimalen Bedingungen mehr gegeben sind und Faktoren wirksam werden, die verschiedentlich als Ursache für den Schilfrückgang an stickstoffbelasteten Standorten genannt werden, z. B. Sauerstoffmangel im Wurzelbereich oder andere negative Wirkungen der Luxus-Versorgung mit Stickstoff (CIZKOVA et al. 1996, KÜHL et al. 1997, KOHL et al. 2000). Die Tatsache, dass der Klon SEDDIN2 auf den Pflanzungen blühende Halme bildet, am Ursprungsstandort dagegen steril ist (KÜHL et al. 1999), kann im Sinne einer N-Luxus-Versorgung am Herkunftsstandort gedeutet werden (KOHL & KÜHL 2001). Trotzdem bilden die SEDDIN-Klone am ursprünglichen Standort relativ stabile Bestände. Die Bestandsgrenzen sind dort seit mindestens 50 Jahren relativ konstant (KÜHL et al. 1999).

Der Zeitraum der Bestandsentwicklung lag in der für Schilf typischen Spanne von 3 bis 5 Jahren. Die unterschiedliche Entwicklung der einzelnen Schilfklone nach der Anpflanzung ließ jedoch auch eine genotypische Komponente in der Dauer der Adaptationsphase an die Standortbedingungen auf den Pflanzungen vermuten. Die verschiedenen Zeiträume, die die Schilfklone zur Entwicklung ihrer charakteristischen morphometrischen Parameter benötigen, müssen bei künftigen Untersuchungen mit beachtet werden.

4.3. Vorläufige Beurteilung der Eignung verschiedener Schilfklone als Pflanzmaterial zur Renaturierung der Ufer der Berliner Gewässer

Die erfolgreiche Etablierung von Schilfanpflanzungen ist häufig mit größeren Schwierigkeiten verbunden (OSTENDORP et al 1995, GROSSER et al. 1996, CAFFREY & BEGLIN 1996). GROSSER et al. (1996) und KÜHL (1995, 1999) führten dies auf zum Teil ungeeignetes Pflanzmaterial zurück, das unter den jeweiligen Bedingungen, bei denen die Pflanzungen durchgeführt wurden, häufig nur ungenügende Wuchsleistungen realisierte. Auch wenn Sämlinge des Schilfs sich bei ausreichender Pflege im Gewächshaus und besonders im Freiland sehr schnell entwickeln, ist die künstliche Ansamung von Schilf an einer Lahnung oder Kiesaufschüttung wahrscheinlich nicht so sicher wie eine Anpflanzung, weil die Sämlinge auf sumpfigen Standorten gegen Überschwemmung empfindlich sind und sich auf dem Land gegen die Konkurrenz durch andere Kräuter und Gräser nur schwer durchsetzen (HÜRLIMANN 1951; HASLAM 1971b, 1973). Bei der Auspflanzung haben sich bei den hier untersuchten Pflanzung und auch in anderen Fällen (KOPPITZ 1999a), Schilfpflanzen mit 30 bis 40 cm hohen Halmen sehr gut bewährt. Die Halme sind bei diesem Entwicklungsstand bereits photosynthetisch sehr produktiv, hängen über ein ausgeprägtes Rhizom zusammen und ermöglichen ein intensives Wachstums sowie eine schnelle Ausbreitung.

Wie diese Arbeit zeigte, konnte z.B. die wichtige Frage, ob die von stickstoffarmen und eutrophen Standorten bekannten Grenztypen der herbstlichen Stickstoffverlagerung und -speicherung genetisch fixiert sind, geklärt werden. Die in der vorliegenden Untersuchung gewonnenen Ergebnisse ließen weiterhin zwar Unterschiede zwischen den Schilfklonen im Wachstumsverhalten und in der Ausprägung verschiedener morphometrischer Parameter erkennen, andererseits haben sich alle untersuchten Klone auf ihren Pflanzfeldern gut entwickelt. Auffällig war lediglich das langsamere Eindringen des Klons MÜGG klein in eine größeren Wassertiefe. Eine endgültige Bewertung der einzelnen Klone hinsichtlich ihrer Eignung zur Anpflanzung an den Berliner Gewässern ist schon deswegen noch nicht möglich, weil der Beobachtungszeitraum sehr kurz war. Welche Klone besonders gut an die Standortfaktoren der Pflanzungen angepasst sind, kann erst nach einer längeren Zeit eingeschätzt werden, wenn man feststellen kann, welche Klone sich durchsetzen und welche verdrängt werden. HAVENS et al. (1997) empfehlen eine mindestens 10jährige Beobachtung des Wachstums, da sie in künstlichen Feuchtgebieten vom sechsten Jahr an eine deutliche Zunahme der von *Phragmites australis* besiedelten Flächen feststellen konnten, während im Vergleich dazu die Ausbreitung in den davor liegenden Jahren relativ gering war.

Um die Eignung von Schilf-Genotypen für die Renaturierung der Ufer an den Berliner Gewässern vorläufig einzuschätzen, können die untersuchten morphometrischen Parameter in Beziehung zu den erkennbaren Stressfaktoren und den erwünschten Wirkungen der Schilfanpflanzung diskutiert werden. Eine weite Ausbreitung in das Wasser mit einer hohen Halmdichte verringert die Wellenenergie und sichert somit die Ufer vor Erosion (BITTMANN 1953, BONHAM 1983, SUKOPP & MARKSTEIN 1989). Außerdem bietet eine hohe Halmdichte einen besseren Schutz vor verschiedenen Konsumenten, die meist dichte Röhrichte meiden (KRAUSS 1993, OSTENDORP 1993). Große Halmdichten zusammen mit hohen Halmlängen unterdrücken die Konkurrenzvegetation durch Beschattung (HASLAM 1971b, 1973). Eine starke Produktivität (hohe Halmlängen, Dichten und Blattflächen) erhöht die für die wasserseitigen Bestände besonders notwendige Einlagerung von Reservestoffen in die Rhizome (GUTHRUF et al. 1993). Ein starker Basaldurchmesser ist für die Halmstabilität von Vorteil (OSTENDORP 1995, BINZ-REIST 1989). Ein hoher Durchmesser und die damit einhergehend verbesserte Stabilität begünstigt auch die Nutzung der Schilfklone als Habitat für verschiedene Vogelarten (OSTENDORP 1993). Ein geringes Auftreten von Bisamfraßschäden ist für eine dauerhafte Etablierung der Schilfklone im Wasser wichtig, da der Bisam durch seine Häufigkeit im Berliner Raum einen starken Stressfaktor darstellt (KRAUSS 1993).

Zur Zusammenfassung der Daten und zur Visualisierung der Ergebnisse wurde die Hassediagrammtechnik aus dem Bereich der Ordnungstheorie herangezogen (BRÜGGEMANN et al. 1998, BRÜGGEMANN & STEINBERG 2000). Dabei erreichten die Klone SEDDIN1 bis 4 die besten Positionen. Die festgestellte deutlich bessere Entwicklung aller vier SEDDIN-Klone gegenüber den anderen Schilfklonen lässt, zumindest vorläufig, einen Vorteil dieser Klone erkennen, die von vergleichbaren Standorten am Seddinsee abstammen. Die anderen Klone aus dem Berliner Raum (MÜGG, MÜGG-klein, HAVEL2 und HAVEL3.1), sowie der vom Parsteiner See (PAR1) und vom Rieselfeld (RIES1), erreichten auf den Pflanzungen nur in einigen Fällen die hohe Produktivität der SEDDIN-Klone.

Auch andere Untersuchungen kamen zu dem Ergebnis, dass autochthonen Schilfklone im Vergleich zu den allochthonen erfolgreicher sind. VAN DER TOORN (1971, 1972) untersuchte zwei verschiedene Schilf-Ökotypen ("peat and riverine ecotyp") an unterschiedlichen Standorten. Dabei erreichten die beiden Ökotypen ihre besten Wachstumsleistungen jeweils in ihren natürlichen Habitaten. Vergleichbare Ergebnisse liegen auch von anderen Pflanzenarten vor (TURKINGTON & HARPER 1979, BARRETT et al. 1993).

Auf Grund der Erkenntnisse aus den ersten beiden Vegetationsperioden 1995 und 96

auf den Pflanzungen wurde von KÜHL (1996) ein neues Pflanzdesign vorgeschlagen, das bei weiteren Renaturierungsmaßnahmen bereits angewandt wurde. Schon im ersten Jahr konnte dabei eine geschlossene Bestandsstruktur und ein schneller Vorwuchs der Schilfkclone beobachtet werden (KÜHL pers. Mitteilung).

In dem Jahr 2002 erfolgte eine erneute Inspektion der untersuchten Pflanzfelder. Dabei wurde erfreulicherweise festgestellt, dass sich im Wasser überall ein vitaler Schilfgürtel vor den Pflanzfeldern etabliert hat, der bis zu einer Tiefe von ca. 0,7 m reichte. Dagegen war auf der Kiesaufschüttung am Land das Schilf größtenteils von der Zaun- bzw. Acker-Winde (*Calystegia epium* bzw. *Convolvulus arvensis*), geschwächt und von verschiedenen Hochstauden (z. B. Engelswurz [*Angelica archangelica*], Wasserdost [*Eupatorium cannabinum*]) und Gehölzen (z. B. Weide [*Salix spec.*], Erle [*Alnus glutinosa*]) stark behindert. Da *Phragmites australis* auf nicht überstauten Standorten nur eine geringe Konkurrenzstärke besitzt (HÜRLIMANN 1951; HASLAM 1971b, 1973), können unter den genannten Bedingungen die auf dem Land wachsenden Schilfbestände zurückgehen oder vollständig verschwinden.

Offenbar ist Schilf an den Ufern der Spree und ihrer Berliner Fluss-Seen nur im überschwemmten oder sumpfigen Bereich und nur außerhalb des Baumschattens konkurrenzfähig. Hieraus lässt sich für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen die Schlussfolgerung ziehen, dass durch die Kiesaufschüttung innerhalb der Lahnungen ein relativ breiter Flachwasserbereich erreicht werden sollte. Da die Anpflanzung vom Land her erfolgen muss, sollten für die Auspflanzungsfelder Standorte mit einer ausreichenden Lichtungsgröße gewählt oder geschaffen werden. Die Renaturierungsmaßnahme kann auch dann als Erfolg gewertet werden, wenn im Ergebnis vor dem bewaldeten Ufer ein vitaler Schilfbestand im Wasser geschaffen wird.

Infolge einer starken Beanspruchung befinden sich jedoch reine Wasserschilfbestände, die durch den Schatten der Bäume in tieferes Wasser gedrängt wurden, in einem labilen Gleichgewicht, und reagieren äußerst empfindlich auf Stress (GUTHRUF et al. 1993). Daher ist der Schutz der Initialbestände am Land von Bedeutung, damit sich das Schilf bei starken Störungen von daher wieder regenerieren kann (OSTENDORP et al. 1995, GROSSER et al. 1996, KÜHL 1996). Der starke Stress, hauptsächlich durch den Konsumenten Bisam im Berliner Raum macht es notwendig, die davon weniger betroffenen, landseitigen Bestände zu erhalten. Von dort aus können die Röhrichte die wasserseitigen Biomasseverluste ausgleichen.

Die Entfernung der Gehölze im direkten Uferbereich ist somit zu empfehlen, um einen Erhalt der Initialbestände auf den Pflanzfeldern zu gewährleisten. Eine Kontrolle und eine eventuelle wiederholte Durchführung der Pflegemaßnahmen auf den Pflanzungen ist im

Abstand von mehreren Jahren notwendig.

Die vorläufige Beurteilung der Schilfklone zeigt, dass genotypische Unterschiede bestehen können, die sich möglicherweise zu einer Verbesserung des Erfolges von Pflanzmaßnahmen nutzen lassen. Die praktische Bedeutung dieser Unterschiede in den ausgewählten Parametern wird sich aber erst in den nächsten Jahren erweisen, wenn die als weniger geeignet eingeschätzten Klone möglicherweise verdrängt worden sind. Dann könnten auch die hier angewandten Merkmale überarbeitet und gegebenenfalls ergänzt werden. Zu einer endgültigen Beurteilung der Eignung der Schilfklone sind auch noch weitere Untersuchungen notwendig. Vor allem die Konkurrenzstärke der einzelnen Schilfklone kann nur nach langfristigen Beobachtungen beurteilt werden. Messungen der Ausbreitung der Klone mit Hilfe molekularbiologischer Methoden wären dabei sehr hilfreich.

4.4. Schlussfolgerungen

- Schilfbestände können auch an einem Gewässer mit bewaldetem Ufer durch Anpflanzung von vegetativ vermehrten Material auf einer Kiesschüttung erfolgreich etabliert werden. Dabei ist an Standorten, die sich durch eine Baumvegetation am Ufer und eine verhältnismäßig steile Tiefenzunahme auszeichnen, eine Verdrängung der Schilfpflanzen vom Land in das Wasser typisch.
- Eine erfolgreiche Anpflanzung ist mit Klonen von sehr unterschiedlichen Herkünften möglich. Da die Anpflanzung vom Land her erfolgen muss, sollten für die Auspendungsfelder Standorte mit einer ausreichenden Lichtungsgröße gewählt oder geschaffen werden. Weiterhin sollte durch eine Kiesaufschüttung für einen relativ breiten Flachwasserbereich gesorgt werden. Ein Schutz der Pflanzen vor mechanische Belastung durch Wellenschlag (Lahnungsbau) ist zu empfehlen.
- Auch nach dem Umpflanzen auf einen neuen Standort mit veränderter Nährstoffversorgung und veränderter Lichtexposition, behalten Schilfklone bestimmte morphometrisch erfassbare Besonderheiten im Habitus der Sprosse bei, so dass die Klone sich hinsichtlich der Halmlänge, des Halmdurchmessers, der Halmdichte und der Blattfläche pro Halm an allen Feldern unterscheiden ließen. Weiterhin wird das Gleichgewicht zwischen Dichten und Längen (bzw. Trockenmassen) der Halme im starken Maße vom Genotyp determiniert.
- Die großen Unterschiede zwischen den Pflanzen der überfluteten und nicht überfluteten Bereichen der einzelnen Felder verdeutlichen den großen Einfluss der Standortfaktoren. Dabei fanden die Schilfklone im Wasser meist die besseren Bedingungen vor, so dass dort die Wachstumsleistungen am höchsten waren.
- Der Zeitverlauf der Stickstoffspeicherung und -verlagerung ist generell stark durch die Verfügbarkeit des Stickstoffs am Standort bestimmt. Genetisch fixierte Unterschiede zwischen den Klonen von mesotrophen und eutrophen Herkünften lassen sich dagegen nicht nachweisen
- Die Morphometrie und Wüchsigkeit der einzelnen Schilfklone zeigte von Feld zu Feld z. T. starke Unterschiede, die sich nicht allein auf die Nährstoffversorgung zurück führen ließen. Es gibt deutliche Hinweise darauf, dass der Lichteinfluss dabei von großer Bedeutung ist. Weiterhin lässt sich auch vermuten, dass die Toleranzgrenzen der einzelnen Klone gegenüber den verschiedenen Standortfaktoren unterschiedlich sind.

5. LITERATUR

- ALPERT, P. & STUEFER, J.F. (1997): Division of labour in clonal plants. - DE KROON, H. & VAN GROENENDAEL, J. (eds.): *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. - Backhuys Publisher, Leiden: 137-154
- ANDERSSON, S. & WIDÉN, B. (1993): Reaction norm variation in a rare plant, *Senecio integrifolius* (Asteraceae). - *Heredity* 73: 598-607
- ARMSTRONG, J.; ARMSTRONG, W. & VAN DER PUTTEN, W.H. (1996): *Phragmites* die-back: but and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. - *New Phytologist* 133: 399-414
- AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG (1989), Gustav Fischer Verlag Jena
- BACKHAUS, K. (1994): *Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung*. - Springer-Verlag Berlin, 589 S.
- BÄRLOCHER, F. (1999): *Biostatistik - Praktische Einführung in Konzepte und Methoden*. - Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 206 S.
- BARRETT, S.C.H.; ECKERT, C.G. & HUSBAND, B.C. (1993): Evolutionary processes in aquatic plant populations. - *Aquatic Botany* 44: 105-145
- BARTHELMES, D. (1959): Ein Fall von natürlichem Gelegerückgang. - *Z- Fischerei* 8: 551-556
- BARTHELMES, D. (1978): Langfristige, biologische Veränderungen am Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen: I. Makrophyten. - *Z. Binnenfischerei DDR* 25: 171-175
- BINZ-REIST, H.R. (1989): Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibgut. - *Veröffentlichungen des geobotanischen Instituts der ETH Zürich* 101: 1-536
- BITTMANN, R. (1953): Das Schilf (*Phragmites communis* TRIN.) und seine Verwendung im Wasserbau. - *Angewandte Pflanzensoziologie* 7: 1-45

- BJÖRK, S. (1967): Ecological investigations of *Phragmites communis*, Studies in theoretic and applied limnology. - Folia Limnologica Scandinavica 14: 1-248
- BOAR, R.R.; CROOK, C.E. & MOSS, B. (1989): Regression of *Phragmites australis* reed-swamps and recent changes of water chemistry in the Norfolk Broadland, England. - Aquatic Botany 35: 41-55
- BONHAM, A.J. (1983): The management of wave-spending vegetation as bank protection against boat wash. - Landscape Planning 10: 15-30
- BORNKAMM, R. & RAGHI-ATRI, F. (1986): Über die Wirkung unterschiedlicher Gaben von Stickstoff und Phosphor auf die Entwicklung von *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL. - Archiv für Hydrobiologie 105: 423-441
- BROWN, D. & ROTHERY, P. (1993): Models in biology: mathematics, statistics and computing. - John Wiley & Sons Ltd., Chichester
- BRÜGGEMANN, R. & STEINBERG, Ch. (2000): Einsatz der Hassediagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Analysendaten am Beispiel von Umweltuntersuchungen in den Regionen Baden-Württenbergs. - Analytiker Taschenbuch 21, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg: 4-32
- BRÜGGEMANN, R.; GRELL, J.; PUDENZ, S. & SIMON, U. (1998): Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Science. - Heft 6, Sonderheft I Berichte des IGB Berlin
- CAFFREY, J.M. & BEGLIN, T. (1996): Bankside stabilisation through reed transplantation in a newly constructed Irish canal habitat. - Hydrobiologia 304: 349-354
- CHAMBERS, R.M.; MEYERSON, L.A. & SALTONSTALL, K. (1999): Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. - Aquatic Botany 64: 261-273
- CIZKOVA, H; LUKAVSKA, J.; PRIBAN, K.; KOPECKY, J. & BRABCOVA, H. (1996): Carbohydrate levels in rhizomes of *Phragmites australis* at oligotrophic and eutrophic sites: a preliminary study. - Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 31: 111-118
- CLEVERING, O.A. (1998): An investigation into the effects of nitrogen supply on growth and morphology of stable and die-back populations of *Phragmites australis*. - Aquatic Botany 60: 11-25

- CLEVERING, O.A. (1999): The effects of litter on growth and plasticity of *Phragmites australis* clones originating from infertile, fertile or eutrophicated habitats. - Aquatic Botany 64: 35-50
- CLEVERING, O.A. & LISSNER, J. (1999): Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. - Aquatic Botany 64: 185-208
- CLEVERING, O.A., BRIX, H. & LUKAVSKÁ, J. (2001): Geographic variation in growth responses in *Phragmites australis*. - Aquatic Botany 69: 89-108
- COOPS, H.; BOETERS, R. & SMIT, H. (1991): Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. - Aquatic Botany 41: 333-352
- DANIELS, R. E. (1991): Variation in performance of *Phragmites australis* in experimental culture. - Aquatic Botany 42: 41-48
- DAVIES, M.S. & SINGH, A.K. (1983): Population differentiation in *Festuca rubra* L. and *Agrostis stolonifera* L. in response to soil waterlogging. - New Phytologist 94: 573-583
- DE KROON, H.; FRANSEN, B.; VAN RHEENEN, J.W.A.; VAN DIJK, A. & KREULEN, R. (1996): High levels of inter-ramet water translocation in two rhizomatous *Carex* species, as quantified by deuterium labelling. - Oecologia 106: 73-86
- DELAUNEY, A. J. & VERMA, D. P. S. (1993): Proline biosynthesis and osmoregulation in plants. - Plant Journal 4: 215-223
- DYKYJOVÁ, D. & HRADECKÁ, D. (1973): Productivity of reed-bed stands in relation to the ecotype, microclimate and trophic conditions of the habitat. - Polskie Archiwum Hydrobiologii 20 (1): 111-119
- ERIKSSON, O. (1997): Clonal life histories and the evolution of seed. - DE KROON, H. & VAN GROENENDAEL, J. (eds.): The Ecology and Evolution of Clonal Plants. - Backhuys Publisher, Leiden: 185-210
- ERIKSSON, O. (1993): Dynamics of genets in clonal plants. - Trends in Ecology and Evolution 8: 313-316

- FEILNER, T. (2000): Vergleich der Bestandesstruktur, des Stickstoffhaushaltes und der mechanischen Belastbarkeit ausgewählter Schilfkclone (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) nach Anpflanzung an den Ufern Berliner Gewässern. - Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin
- GOPAL, B. (1999): Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. - *Water Science and Technic* 40 (3): 27-35
- GROSCH, U. A. (1978): Die Bedeutung der Ufervegetation für Fisch und Fischerei, dargestellt am Beispiel Berlins. - *Arbeiten des deutschen Fischereiverbandes* 25: 1-11
- GROSSER, S.; POHL, W. & MELZER, A. (1996): Untersuchungen des Schilfrückgangs an bayerischen Seen. - Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, Abschlußbericht
- GUTHRUF, K.; ZENGER, Ch. & BRÄNDLE, R. (1993): The habitat dependant productivity of reed (*Phragmites australis*) and its significance. - OSTENDORP, W. & KRUMMSCHIED-PLANKERT, P. (Hrsg.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. - *Limnologie aktuell* 5, Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart, Jena: 1-7
- GUTHRUF-SAILER, K. (1993): Vergleich zweier unterschiedlich nährstoffbelasteter Wasserschilfröhrichte. - Dissertation, Universität Bern
- HASLAM, S.M. (1971a): Shoot height and density in *Phragmites* stands. - *Hidrobiologia* (Bucuresti) 12: 113-119
- HASLAM, S.M. (1971b): Community regulations in *Phragmites communis* TRIN.: II. Mixed stands. - *Journal of Ecology* 59: 75-88
- HASLAM, S.M. (1972): Biological Flora of the British Isles. *Phragmites communis* TRIN. - *Journal of Ecology* 60: 585-610
- HASLAM, S.M. (1973): Some aspects of the life history and autecology of *Phragmites communis* TRIN. a review. - *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 20 (1): 79-100
- HAUBER, D.P.; WHITE, D.A.; POWERS, S.P. & DE FRANCESCH, F.R. (1991): Isoenzyme variation and correspondence with unusual infrared reflectance patterns in *Phragmites australis* (Poaceae). - *Plant Systematics and Evolution* 178: 1-8

- HAVENS, K.J.; PRIEST, W.I., III & BERQUIST, H. (1997): Investigation and long-term monitoring of *Phragmites australis* within Virginia's constructed wetland sites. - *Environmental Management* 21 (4): 559-605
- HOFMANN, K.-F. (1986): Wachstumsverhalten von Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) in klärschlammgeschickten Filterbeeten. - *Archiv für Hydrobiologie* 107 (3): 385-409
- HOLTAN, H.; KAMP-NIELSEN, L. & STUANES, A. O. (1988): Phosphorus in soil, water and sediment - an overview. - *Hydrobiologia* 19-34
- HURLBERT, S. H. (1984): Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. - *Ecological Monographs* 54 (2): 187-211
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. - *Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz* 30: 1-232
- HUTCHINGS, M. J. (1979): Weight-density relationships in ramet populations of clonal perennial herbs, with special reference to the $-3/2$ power law. - *Journal of Ecology* 67: 21-33
- JORGA, W. & WEISE, G. (1981): Wasserpflanzen in ihrer Bedeutung für die Uferstabilisierung und für die Verbesserung der Wasserqualität. - *Acta hydrochim. Hydrobiologica* 9. 37-56
- KAUPPI, P.; SELKÄINAHO, J. & PUTTONEN, P. (1983): A method for estimating above-ground biomass in a *Phragmites* stand. - *Annales Botanici Fennici* 20: 51-55
- KICKUTH, R. (1978): Elimination gelöster Laststoffe durch Röhrichtbestände. - *Arbeiten des deutschen Fischereiverbandes* 25: 57-70
- KLÖZTLI, F. (1971): Biogenus influence on aquatic macrophytes especially *Phragmites communis*. - *Hidrobiologia (Bucuresti)* 12: 107-111
- KOHL, J.-G. & NICKLISCH, A. (1988): Ökophysiologie der Algen - Wachstum und Ressourcennutzung. - Akademie-Verlag Berlin 253 S.
- KOHL, J.-G. und Mitarbeiter (1990): Algenmassenentwicklung und N-Haushalt in eutrophen Flachgewässern. – Forschungsbericht

- KOHL, J.-G. und Mitarbeiter (1993): Ökologischer Zustand und Stabilität von Flußseen von Spree und Dahme und ihre Reaktion auf Belastungsänderungen. - Abschlußbericht BMFT, Förderkennzeichen: BEO 339400A
- KOHL, J.-G.; WOITKE, P.; KÜHL, H.; DEWENDER, M. & KÖNIG, G. (1998): Seasonal changes in dissolved amino acids and sugars in basal culm internodes as physiological indicators of the C / N-balance of *Phragmites australis* at littoral sites of different trophic status. - *Aquatic Botany* 60: 221-240
- KOHL, J.-G.; KÜHL, H. & WOITKE, P. (2000): Stickstofflimitation von Schilfbeständen *Phragmites australis* (CAV. TRIN. ex STEUDEL) an Seen unterschiedlicher Trophie und ihre Reaktion auf Eutrophierung. - *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* 4: 115-122
- KOHL, J.-G. & KÜHL, H. (2001): Schilf und Schilfsterben. - DOKULI, M; HAMM, A. & KOHL, J.-G. (Hrsg.): Ökologie und Schutz von Seen. - Facultas-Universitätsverlag, Wien: 304-340
- KOPPITZ, H.; KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (1997): Some aspects of importance of genetic diversity of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL for the development of reed stands. - *Botanica Acta* 110: 217-223
- KOPPITZ, H. (1999): Analysis of genetic diversity among selected populations of *Phragmites australis* world-wide. - *Aquatic Botany* 64: 209-211
- KOPPITZ, H.; KÜHL, H.; GEISSLER, K.; EITNER, A. & KOHL, J.-G. (1999a): Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfklone (*Phragmites australis*): I. Saisonale Entwicklung der Bestandesbiomasse, Halmmorphologie und Produktivität. - *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 38: 145-166
- KOPPITZ, H.; KÜHL, H.; GEISSLER, K. & KOHL, J.-G. (1999b): Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfklone (*Phragmites australis*): II. C/N-Haushalt und Druckventilation der Rhizome. - *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 38: 197-191

- KOPPITZ, H. & KÜHL, H. (2000): To the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* in the development of reed stands. - *Wetlands Ecology and Management* 8: 403-414
- KOPPITZ, H., KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (2000): Differences in morphology and C/N-balance between clones of *Phragmites australis* within a plantation at a degraded fen. - *Folia Geobotanica* 35: 389-402
- KOVÁCS, M. (1990): Zusammenfassende Wertung der Ursachen des Schilfsterbens in Ungarn. - SUKOPP, H. & KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (W.) 13.-15. 10. 1988. - *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung - Schriftenreihe d. FB. Landschaftsentwicklung der TU Berlin* 71: 49-71
- KRAUSS, M. (1993): Die Rolle des Bisams (*Ondatra zibethicus*) beim Röhrichtrückgang an der Berliner Havel. - OSTENDORP, W. & KRUMMSCHEID-PLANKERT, P. (Hrsg.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. - *Limnologie aktuell* 5 Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart, Jena: 49-60
- KRAUSS, M. & PAEPKE, A. (1994): Röhrichte und Uferschutzmaßnahmen an den Berliner Spree- und Havelgewässern - Teil A: Zustand der Ufer und Röhrichtbestände des Tegeler Sees und Ober- und Unterhavel. - Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Abschlußbericht, Berlin
- KRUMMSCHEID-PLANKERT, P. (1990): Röhrichtschutzmaßnahmen am Bodensee-Obersee. - SUKOPP, H. & KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (W) 13.-15. 10. 1988. - *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung - Schriftenreihe d. FB. Landschaftsentwicklung der TU Berlin* 71: 229-232
- KÜHL, H. (1989): Produktivität und Vitalität von Röhrichtbeständen (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) verschiedener Seen in der Uckermark und in Ostbrandenburg. - Dissertation A, Humboldt Universität zu Berlin, Berlin 123 S.
- KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (1992): Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) at different lakes and sites of the Lake Districts of Uckermark and Mark Brandenburg (Germany). - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 77 (1): 85-107

- KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (1993): Seasonal nitrogen dynamics in reed beds (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) in relation to productivity. - *Hydrobiologia* 251: 1-12
- KÜHL, H. & NEUHAUS, D. (1993): The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by Random Amplified Polymorphic DNA. - OSTENDORP, W. & KRUMMSCHIED-PLANKERT, P. (Hrsg.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. - *Limnologie aktuell* 5 Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart, Jena: 9-18
- KÜHL, H. (1994a): Begleituntersuchungen und Erfolgskontrolle zu den Röhrichtschutzmaßnahmen am Großen Müggelsee. - Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin
- KÜHL, H. (1994b): Untersuchungen zur Eignung ausgewählter Schilfkclone als Pflanzmaterial für die Ufer der Berliner Gewässer – Prüfung geeigneter Pflanzformen zur Durchführung des Großversuchs. - Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin
- KÜHL, H. (1995): Untersuchung zur Eignung ausgewählter Schilfkclone als Pflanzmaterial für die Ufer der Berliner Gewässer – Zwischenbericht. - Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin
- KÜHL, H. (1996): Untersuchung zur Eignung ausgewählter Schilfkclone als Pflanzmaterial für die Ufer der Berliner Gewässer – Endbericht. - Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin
- KÜHL, H.; WOITKE, P. & KOHL, J.-G. (1997): Strategies of nitrogen cycling of *Phragmites australis* at two sites differing in nutrient availability. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 82: 57-66
- KÜHL, H. (1999): Transfer of results from reed research into practice as illustrated by reed protection measures in Berlin. - *Limnologica* 29 (1): 75-85
- KÜHL, H.; KOPPITZ, H.; ROLLETSCHEK, H.; & KOHL, J.-G. (1999): Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand: I. Morphology, genetics and site description. - *Aquatic Botany* 64: 235-246

- KÜHL, H. & ZEMLIN, R. (2000): Increasing the efficiency of reed plantations on stressed lake and river shores by using special clones of *Phragmites australis*. - *Wetlands Ecology and Management* 8: 415-424
- LARCHER, W. (1994): *Ökophysiologie der Pflanzen*. - 5 Auflage Verlag Eugen Ulmer Stuttgart
- LENSSEN, J.P.M.; MENTING, F.B.J.; VAN DER PUTTEN, W. & BLOM, C.W.P.M. (1999): Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. - *Aquatic Botany* 64: 151-165
- LERCH, G. (1991): *Pflanzenökologie*. - Akademie-Verlag Berlin 535 S.
- LESSMANN, J.M.; MENDELSSOHN, I.A.; HESTER, M.W. & MCKEE, K.L. (1997): Population variation in growth response to flooding of three marsh grasses. - *Ecological Engineering* 8: 31-47
- LIPPERT, I.; ROLLETSCHEK, H.; KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (1999): Internal and external nutrient cycles in stands of *Phragmites australis* – a model for two ecotypes. - *Hydrobiologia* 408/409: 343-348
- MARKSTEIN, B. & SUKOPP, H. (1980): Die Ufervegetation der Berliner Havel 1962-77. - *Garten + Landschaft* 1/80: 30-36
- MCLELLAN, A.J., PRATI, D.; KATZ, O. & SCHMID, B. (1997): Structure and analysis of phenotypic and genetic variation in clonal plants. - DE KROON, H. & VAN GROENENDAEL, J. (eds.): *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. - Backhuys Publisher, Leiden: 185-210
- 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
- NEUHAUS, D.; KÜHL, H.; KOHL, J.G.; DÖRFEL, P. & BÖRNER, T. (1993): Investigation of the genetic diversity of *Phragmites stands* using genomic fingerprinting. - *Aquatic Botany* 45: 357-364
- NIKOLAJEVSKIJ, V.G. (1971): Research into the biology of common reed (*Phragmites australis* TRIN.) in the U.S.S.R. - *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 6: 221-230

- ONDOK, J.P. (1968): Measurement of leaf area in *Phragmites communis* TRIN. - *Photosynthetica* 2: 25-30
- OSTENDORP, W. (1989): 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of literature. - *Aquatic Botany* 35: 5-26
- OSTENDORP, W. (1990): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. - *carolina* 48: 85-102
- OSTENDORP, W. (1991) Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake: proposal of a model. - *Oecologia* 86: 119-124
- OSTENDORP, W. & MÖLLER, J. (1991): EM-Algorithm as a tool for structure analysis of stands of the common reed (*Phragmites australis*). - *Ecological Modelling* 53: 27-38
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 68: 1-108
- OSTENDORP, W. (1995): Effect of management on the stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. - *Acta Oecologica* 16 (3): 277-294
- OSTENDORP, W.; ISELI, CH.; KRAUSS, M.; KRUMSCHEID-PLANKERT, P.; MORET, J.-L.; ROLLIER, M. & SCHANZ, F. (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. - *Ecological Engineering* 5: 51-75
- OSTENDORP, W. (1999): Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites* reeds. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 84 (1): 33-47
- PRIES, G. (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückgangs an uckermärkische Seen und seine Auswirkung auf Rohrsängerbestände, Teil 1. - *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 27 (1): 3-19
- RAGHI-ATRI, F. & BORNKAMM, R. (1979): Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. - *Archiv für Hydrobiologie* 85 (2): 192-228
- RAGHI-ATRI, F. & BORNKAMM, R. (1980): Über Halmfestigkeit von Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung. - *Archiv für Hydrobiologie* 90 (1): 90-105

- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. - Die Binnengewässer Bd. XXVII E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart 272 S.
- ROLLETSCHKEK, H. (1997): Gradients of nutrients, dissolved oxygen and sulfide in waveprotected and unsheltered stands of *Phragmites australis*. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 82 (3): 329-339
- ROLLETSCHKEK, H. & KÜHL, H. (1997): Die Auswirkungen von Röhrichtschutzbauwerken auf die Gewässerufer. - Limnologica 27 (3-4): 365-380
- ROLLETSCHKEK, H.; BUMILLER, A.; HENZE, R. & KOHL, J.-G. (1998): Implications of missing efflux sites on convective ventilation and amino acid metabolism in *Phragmites australis*. - New Phytologist 140: 211-217
- ROLLETSCHKEK, H. (1999): The impact of reed-protecting structures on littoral zones. - Limnologia 29 (1) 86-92
- ROLLETSCHKEK, H.; ROLLETSCHKEK, A.; KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (1999a): Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand: II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at the natural site and after transplantation. - Aquatic Botany 64: 247-260
- ROLLETSCHKEK, H.; HARTZENDORF, TH.; ROLLETSCHKEK, A. & KOHL, J.-G. (1999b): Biometric variation in *Phragmites australis* affecting convective ventilation and amino acid metabolism. - Aquatic Botany 64: 291-302
- ROLLETSCHKEK, H. & HARTZENDORF, TH. (2000): Effects of salinity and convective rhizome ventilation on amino acid and carbohydrate patterns of *Phragmites australis* populations in the Neusiedler See region of Austria and Hungary. - New Phytologist 146: 95-105
- ROLLETSCHKEK, H.; ROLLETSCHKEK, A.; HARTZENDORF, TH.; & KOHL, J.-G. (2000): Physiological consequences of mowing and burying of *Phragmites australis*-stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. - Wetlands Ecology and Management 8: 425-433
- ROMERO, J.A.; BRIX, H. & COMÍN, F.A. (1999): Interactive effects of N and P on growth, nutrient allocation and NH₄ uptake kinetics by *Phragmites australis*. - Aquatic Botany 64: 369-380

- SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. - 8. Aufl., Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 881 S.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHNABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. - 11. Aufl., Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 442 S.
- SCHIEFERSTEIN, B. (1997): Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) im Bereich der Bornhöveder Seen. - EcoSys – Beiträge zur Ökosystemforschung *Suppl. Bd. 22*: 1-143
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. - Archiv für Hydrobiologie *Suppl. 76 (1/2)*: 53-89
- STANT, M.Y. (1953): Variations in reed structure in relation to thatching. - Kew Bulletin: 231-238
- SUKOPP, H. (1963): Die Ufervegetation der Havel. - Hrsg. Sen. f. Bau- und Wohnungswesen Berlin 40 S.
- SUKOPP, H. (1971): Effects of man, especially recreational activities, on littoral macrophytes. - Hydrobiologia (Bucuresti) *12*: 331-340
- SUKOPP, H. (1973): Conservation of wetlands in central europe. - Polskie Archiwum Hydrobiologii *20 (1)*: 223-228
- SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B. (1978): Die Ufervegetation der Berliner Havelgewässer, Veränderungen 1962-1977, Schutz, Pflege und Entwicklung. - Bedeutung der Ufervegetation in Binnengewässer, Schutz und Regulation. - Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes *25*: 16-29
- SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B. (1981): Veränderungen von Röhrichtbeständen und -pflanzen als Indikatoren von Gewässernutzungen, dargestellt am Beispiel der Havel in Berlin (West). - Limnologica *13*: 459-471
- SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B. (1989): Changes of the reed beds along the Berlin Havel, 1962-1987. - Aquatic Botany *35*: 27-39

- SUKOPP, H.; MARKSTEIN, B. & TREPL, L. (1975): Röhrichte unter intensiven Großstadteinfluß. - Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwest-Deutschland 34: 371-385
- SÜTFELD, R.; PETEREIT, F. & NAHRSTEDT, A. (1996): Resorcinol in exudates of *Nuphar lutea*. - Journal of Chemical Ecology 22 (12): 2221-2231
- SUZUKI, J. & HUTCHINGS, M.J. (1997): Interaction between shoots in clonal plants and the effects of stored resources on the structure of shoot populations. - DE KROON, H. & VAN GROENENDAEL, J. (eds.): The Ecology and Evolution of Clonal Plants. - Backhuys Publisher, Leiden 311-329
- THOMPSON, J.D.; McNEILLY, T. & GRAY, A.J. (1991a): Population variation in *Spartina anglica* C.E. HUBBARD: I. Evidence from a common garden experiment. - New Phytologist 117: 115-128
- THOMPSON, J.D.; McNEILLY, T. & GRAY, A.J. (1991b): Population variation in *Spartina anglica* C.E. HUBBARD: II. Reciprocal transplants among three successional populations. - New Phytologist 117: 129-139
- TURKINGTON, R. & HARPER, J.L. (1979): The growth, distribution and neighbour relationship of *Trifolium repens* in a permanent pasture: IV. Fine-scale biotic differentiation. - Journal of Ecology 67: 245-254
- VAN DER PUTTEN, W.H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed die-back and progression (1993-1994). - Aquatic Botany 59: 263-275
- VAN DER TOORN, J. (1971): Investigation on the ecological differentiation of *Phragmites australis* TRIN in the Netherlands. - Hidrobiologia (Bucuresti) 12: 97-106
- VAN DER TOORN, J. (1972): Variability of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL in relation to the environment. - Van Land tot Zee 48: 1-122
- 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

- VIA, S.; GOMULKIEWICZ, R.; DE JONG, G.; SCHEINER, S.M.; SCHLICHTLING, C.D. & VAN TIENDEREN, R.H. (1995): Adaptive phenotypic plasticity: consensus and controversy. - *Trends in Ecology and Evolution* 10 (5): 212-217
- WARWICK, S.I. & BRIGGS, D. (1979): The genecology of lawn weeds: III. Cultivation experiments with *Achillea millefolium* L., *Bellis perennis* L., *Plantago lanceolata* L., *Plantago major* L. and *Prunella vulgaris* L. collected from lawns and contrasting grassland habitats. - *New Phytologist* 83: 509-536
- WEISEL, Y. & RECHAV, Y. (1971): Ecotypic differentiation in *Phragmites communis* TRIN. *Hydrobiologia* (Bucuresti) 12: 259-266
- WEISNER, S.E.B. (1987): The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in a eutrophic lake. - *Freshwater Biology* 18: 537-544
- 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
- WETTERKARTE, Datenteil Amtsblatt des Deutschen Wetterdienstes Zentralamt Offenbach am Main
- WÖBBECKE, K. & RIPL, W. (1990): Untersuchungen zum Röhrichtrückgang an der Berliner Havel. - SUKOPP, H. & KRAUSS, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (W) 13.-15. 10. 1988. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung - Schriftenreihe d. FB Landschaftsentwicklung der TU Berlin 71: 94-102
- WOITKE, P.; KIEHL, A.; KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (1997): Nitrogen and carbohydrate pools of two rhizome types of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 82 (2): 161-168
- ZEIDLER, A.; SCHNEIDER, S.; JUNG, C.; MELCHINGER, A.E. & DITTRICH, P. (1994): The use of DNA fingerprinting in ecological studies of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL. - *Botanica Acta* 107: 237-242
- ZEMPLIN, R.; KÜHL, H. & KOHL, J.-G. (2000): Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*). - *Wetlands Ecology and Management* 8: 447-457

DANKSAGUNG

Das Projekt, aus dem meine Dissertation entstand, wurde von der FU-Berlin im Rahmen des Förderprogramms „Berlin-Forschung“ (Projekt-Nr 11/97) finanziert. Die FAZIT-Stiftung bewilligte mir im Anschluss schnell und unbürokratisch ein Stipendium für 8 Monate.

Ich möchte mich bei allen bedanken, die mir bei der Entstehung der Arbeit mit Rat und Tat zur Seite gestanden haben.

Für die Unterstützung bei der Einreichung des Projektes und für die Betreuung in der Anfangsphase möchte ich mich bei Prof. Kohl und Dr. Kühl bedanken. Letzterer war auch an der praktischen Arbeit im Freiland erheblich beteiligt. Für die Betreuung in der Endphase, nach dem plötzlichen Tod von Prof. Kohl, gilt mein Dank Prof. Ehwald und Dr. Koppitz. Sie hatten einen großen Einfluss auf die endgültige Fassung dieser Arbeit. Weiterhin dank ich Prof. Nicklisch für die wertvollen Ratschläge in der Diskussion mit ihm.

Für die gute und reibungslose Zusammenarbeit in der Projektverwaltung möchte ich mich bei Frau Schindler und Frau Schumacher von der FU-Berlin bedanken.

Für die Unterstützung bei der Nutzung der Schilfpflanzungen gilt mein Dank der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und hier besonders Herrn Brandt (Abt. I E).

Die morphometrischen Daten der Pflanzen zum Ende der Vegetationsperiode 1996 stellte mir Dr. Kühl zur Verfügung. Die Nährstoffdaten der Gewässer Langer See, Seddinsee und Havel in den Jahren 1997, 1998 und 1999 erhielt ich von Dr. Jahn und Herrn Neumann aus der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Abt. VIII E).

Für die Ratschläge in der Anwendung der verschiedenen statistischen Verfahren bin ich Dr. Brüggemann, Dr. Richter und Dr. Baudisch sehr dankbar.

Für die Unterstützung im Labor möchte ich mich bei Frau Dewender, Frau Kräft und Frau König bedanken. Des weiteren gilt mein Dank den zahlreicher Kollegen und Studenten, ohne deren Hilfe das umfangreiche Untersuchungsprogramm im Freiland nicht möglich gewesen wäre.

Und natürlich möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, die mir mit Geduld und Ratschlägen zur Seite gestanden haben.

ERKLÄRUNG

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Berlin, den 25. Mai 2003

Rüdiger Zemlin

LEBENS LAUF

Rüdiger Zemlin	Mühlenstr. 5 16845 Wildberg
Geburtsdatum und -ort:	23.06.1971 in Neuruppin
Schulbildung	
1978 – 1988	Polytechnische Oberschule Wildberg (Brandenburg)
1988 – 1990	Erweiterte Oberschule Neuruppin (Brandenburg), Abschluss mit Abitur
Wehrdienst	
09/1990 - 08/1991	Grundwehrdienst in NVA / Bundeswehr
Studium	
10/1991 – 03/1997	Biologiestudium an der Humboldt-Universität zu Berlin, Abschluss mit Diplom
04/1997 – 09/1997	Philosophiestudium an der Humboldt-Universität zu Berlin, ohne Abschluss
Beruflicher Werdegang	
10/1997	Beginn der Promotionsarbeit
10/1997 – 09/1999	Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Rahmen des Projektes "Untersuchung der Entwicklung von Röhrichtanpflanzungen an Berliner Gewässern" an der FU-Berlin (Nachwuchsförderprogramm „Berlin-Forschung“)
10/1999 – 05/2000	Fortführung des Projektes als Stipendiat der FAZIT-Stiftung
06/2000 – 12/2002	Arbeit an der Fertigstellung der Dissertation
01/2001 – 12/2001	Qualifikation zum Assistenten für Bioinformatik am C & Q Bildungszentrum Haberhauffe (Berlin)
01/2003 – bis heute	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fraunhofer Institut für Toxikologie und Experimentelle Medizin (Hannover)

Berlin, den 25. Mai 2003

ANHANG



Wetlands Ecology and Management 8: 447–457, 2000.
© 2000 Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.

447

Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*)

Rüdiger Zemlin*, Harald Kühl & Johannes-Günter Kohl

Humboldt – Universität, Institut für Biologie / AG Ökologie, Unter den Linden 6, D-10099 Berlin, Germany;

*(E-mail: ruediger=zemlin@biologie.hu-berlin.de)

Received 20 April 1999; accepted in revised form 21 December 1999

Key words: basal diameter, internodes, logistic growth curve, *Phragmites australis*, relative growth rate, shoot length, temperature sum

Abstract

The shoot growth during the vegetation period and shoot morphology at the end of the season were investigated in four monoclonal aquatic reed stands (*Phragmites australis*) with different productivity in Berlin and Brandenburg. Investigations were conducted over a period of six years (1991–96) to ascertain the effects of differences in temperatures. All clones showed significant year-to-year variation in shoot morphology. The mean final shoot length of the two clones with highest variation ranged from 252 cm (1991) to 388 cm (1993; Templiner See), and from 170 cm (1993) to 229 cm (1994; Parsteiner See). In spite of this considerable variation, morphological parameters measured at the end of the growing season showed only a slight relation to the average air temperature either during the main growth phase (April to June) or during the period of bud formation (August to October of the previous year). Contrary to mean shoot length at the end of the growing season, shoot elongation during the main growth phase (from April to June) was clearly related to the sum of daily average temperatures. Thus, taking into account temperature may enhance the accuracy of studies on reed growth whenever these studies are carried out at localities differing in temperature or in different years.

Introduction

The common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) shows marked differences in stand structure and morphology both among years and among sites (Björk, 1967; Haslam, 1971; Dykyjova and Hradecka, 1973; Rodewald-Rudescu, 1974). Differences between reed stands have often been related to the trophic state of their sites (Rodewald-Rudescu, 1974; Bornkamm and Raghi-Atri, 1986; Kühl and Kohl, 1993; Kohl et al., 1998). Other investigations indicated that differences in reed morphology and performance have a genetic component (Daniels, 1991; Kühl et al., 1997; Lippert et al., 1999). In addition, Haslam (1971, 1973) reported that large year-to-year variation in shoot morphology and growth dynamics within a given stand was mostly attributable to differences in weather conditions, in particular in the average temperature during the growth period. In gen-

eral, high temperature increases both the duration of the reed's growing season and the shoot length reached (Haslam, 1971, 1973). A considerable influence of temperature on plant growth and development (e.g. budburst, flowering, leaf area development) has also been reported for many other plants species (Dwyer and Stewart, 1986; Kronenberg, 1993; Heide, 1993). In perennial plants, such as *Phragmites australis*, weather conditions during the previous year may also be important for current year's growth because they may influence the amount of carbohydrate stored in the rhizomes and the diameter of the preformed buds. The bud diameter in turn determines to a large extent the morphology of the shoots (Haslam, 1971; Ostendorp, 1991). Since different reed clones differ in shoot growth and morphology (Rolletschek et al., 1999; Kühl et al., 1999), it seems possible that they also respond differently to annual weather variation. If so, the comparison of clones based on measure-

Table 1. Characteristics of the sites TEMPL, MUEGG, LA and PAR1.

	TEMPL	MUEGG	LA	PAR1
Trophic status of lake	hypertrophic	hypertrophic	hypertrophic	mesotrophic
Total phosphorus [$\mu\text{mol l}^{-1}$] ^a	130–400	130–400	130–400	0.6
Surface area [ha]	95	767	194	1100
Maximal depth [m]	8 m	7.8	6.5	27
Reed stand structure	tall shoots	tall shoots	high culm density	sparse
Max. standing crop ^b [dry weight, g m^{-2}]	1366.3	1397.6	976.4	281.5

^a Concentration within the mixed pelagic layer, after Kohl et al., 1998.

^b Maximum of the years 1991–1996.

ments made in different years might not be valid. The purpose of this study was to evaluate the influence of temperature on the shoot size reached by different clones at the end of the growing season. Furthermore, we investigated the influence of temperature on shoot growth dynamics and described growth as a function of temperature using a logistic model.

Methods

Study sites

Four aquatic *Phragmites* stands were investigated on the shores of four different lakes in Berlin and Brandenburg over a period of six years (1991–96). All stands were monoclonal, but they differed from each other genetically (Koppitz et al., 1997). The stands differed in morphology and physiology at their respective sites (Kühl and Kohl, 1993; Kohl et al., 1998).

Lake Parsteiner See (site of clone PAR1) and Lake Templiner See (site of clone TEMPL) are bodies of standing water located in the young pleistocene landscape of North Brandenburg. The lakes Großer Müggelsee (site of clone MUEGG) and Langer See (site of clone LA) are part of the Spree-Dahme river-system. Some features of the lakes are summarized in Table 1. The study sites have been described in more detail by Kühl and Kohl (1993); Koppitz et al. (1997) and Kohl et al. (1998).

Measurements

Complete measurements of shoot morphology were carried out every year at the end of the vegetation period. The shoot length, basal diameter and number of internodes were measured on each of 50 shoots

per stand (only 25 in 1996). These shoots were selected at random along a land-water transect across the investigated reed stands.

Additionally, the length of 100 randomly selected shoots per stand was measured monthly between May and September every year from 1991 to 1996 along the same land-water transects. For these measurements, a transect was permanently marked within each clone. To minimize edge effects no paths were created within the stands. In March and April the length of 10 to 20 shoots, randomly selected along the transect, was estimated. Accurate measurements were not possible because the shoots (still buds at that moment) had not yet reached the water surface.

Data analysis

To analyze the overall relation between shoot growth and temperature, i.e. whether shoots became taller in warmer years, we calculated for each reed stand Spearman rank correlation ($n = 6$ years) between the mean length, diameter or internode number (based on the 50 shoots measured every year at the end of the season) and the average temperature of either the main growth phase (April-June) or the period of bud formation (August-October of the previous year).

To determine whether the rate of shoot elongation depended on temperature within the growing season, i.e. whether growth was faster in warm periods, mean maximal shoot length (measured monthly from March to September) was regressed either against time (number of days since March 1) or against the temperature sum (day degrees since March 1). If shoot growth rate was temperature-dependent, a better regression fit would be expected for the temperature sum than for the number of days.

In these calculations mean maximal shoot length was the mean length of the 10 tallest undamaged shoots per stand and month. We only considered the 10 tallest shoots here because our aim was to characterize the growth potential of the clones, i.e. the size that can be reached by primary shoots after undisturbed growth (cf. Ostendorp and Möller, 1991). In March and April the length of only 10–20 shoots had been estimated, therefore the 3 tallest shoots were used to calculate the mean maximal shoot length.

Temperature sums were calculated for each sampling date in each year of the study as the sum of daily average temperatures (Cross and Zuber, 1972; Kortesharju, 1993) using data from the climatological station of Angermünde (Northern Brandenburg), starting on March 1. The temperature data were issued by 'Deutscher Wetterdienst'. Literature data on the daily mean temperature required for the emergence of reed vary between 6–9 °C (Nikolajevskij, 1971) and 8–10 °C (Jorga and Weise, 1981). According to these values reed growth began already in March in some of the years, which justified the choice of March 1 as the starting point of calculations.

The regression function giving the best fit with the data was a logistic growth curve (also known as Verhulst-Pearl equation, Brown and Rothery, 1993):

$$L(t) = L_{max} / (1 + ((L_{max} / L_0) - 1) * e^{-rt})$$

where t = either the temperature sum [day degree] or the number of days [d], $L(t)$ = calculated length [cm] of the tallest shoots at temperature sum or time t , L_{max} = calculated length [cm] of the tallest shoots at $t = \text{infinity}$ (corresponds to the growth potential of the clone), L_0 = calculated length [cm] of the tallest shoots at $t = 0$ (corresponds to the length of the tallest buds on March 1), r [d.d.⁻¹ or d⁻¹, respectively] = relative growth rate during the initial phase of exponential growth (corresponds to the relative increase in length of the tallest shoots).

The parameters L_{max} , L_0 and r were calculated using the software package 'STATGRAPHICS Plus 3.0'. The non-linear fitting procedure used the iterative Marquardt algorithm to determine the estimates that minimize the residual sum of squares.

Finally, to determine the period of potentially temperature-dependent growth, we assumed that temperature during the growth season could only affect shoot elongation through an influence on internode elongation, while the number of nodes of a shoot is already pre-determined at the beginning of the growing season (cf. results section; see also Haslam, 1971).

To determine the period of internode elongation we harvested 10 shoots in each of the four clones monthly from April to August 1993. The length of all internodes was measured and the mean length of all first, second, third etc. internodes was calculated. Thus, it could be determined for each internode how long its length kept increasing. For that purpose, a non-parametric analyses of variance (Kruskal-Wallis test) of internode length against month for each internode followed by Dunn's multiple comparison test ($p < 0.05$) were applied. Only values from primary shoots were included in data analysis.

Results

The mean shoot length reached by the clones TEMPL, LA and PAR1 at the end of the growing season varied by about 30% from year to year (Figure 1). The clone MUEGG was less variable. Values from the highly productive clone TEMPL ranged from 252 cm (1991) to 388 cm (1993), while those from the sparse clone PAR1 ranged from 170 cm (1993) to 229 cm (1994). A tendency for shoot length to depend on the average temperature during the main growth phase (April–June) was found for clone TEMPL (Spearman rank correlation $r_s = 0.77$; $p < 0.1$), but not for the three other clones MUEGG, LA and PAR1. The final shoot length was not correlated with the temperature during bud formation (August–October of the previous year) for any of the clones. The basal diameter of culms showed the same patterns as shoot length (Figure 1), with high variation in the clones TEMPL, LA and PAR1 and little variation in clone MUEGG. No correlation was found between the basal diameter and the average temperature of either the main growth phase (April–June) or the bud formation phase (August–October of previous year).

The number of internodes differed much less from year to year than the two other variables (Figure 1) and was not correlated with the average temperature of the main growth phase (April–June) for any of the stands. The number of internodes was negatively correlated with the average temperature during bud formation (August–October of the previous year) in case of clone TEMPL ($r_s = -0.81$; $p < 0.1$).

The mean length of the tallest shoots, measured at different dates during the growing season of 6 years, was closely related to both the corresponding temperature sum (Figure 2) and time (Figure 3). A good fit to the data was obtained when describing the relation

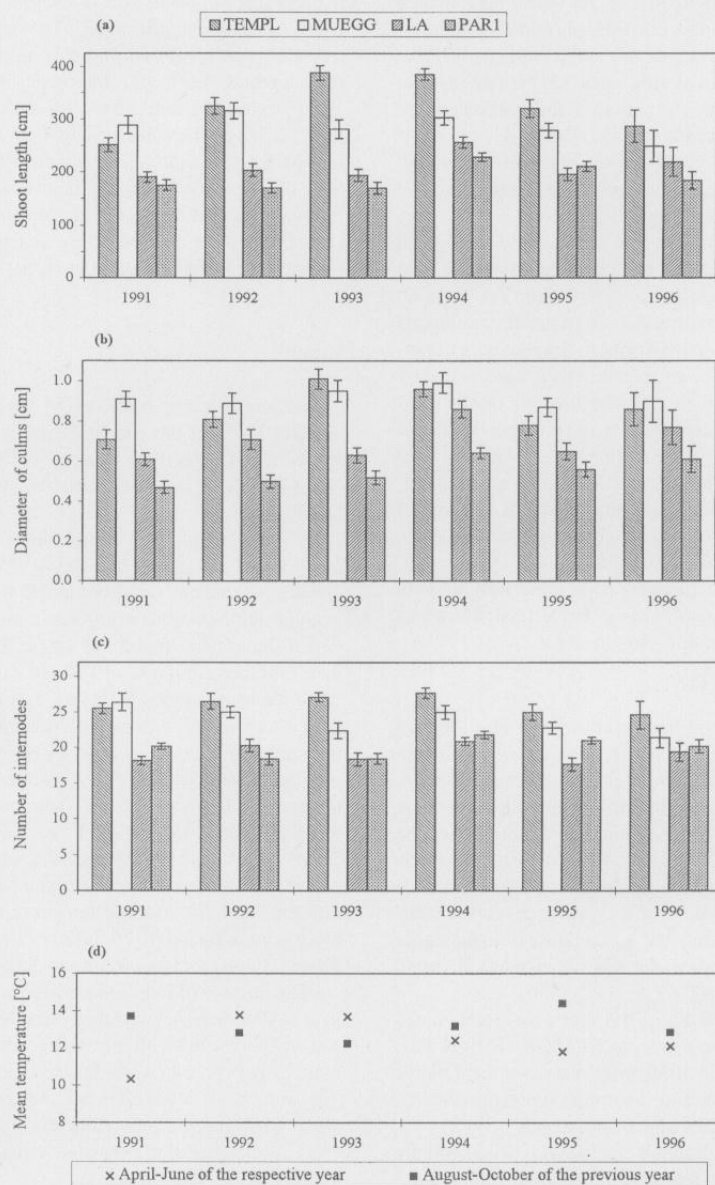


Figure 1. Interannual comparison of (a) mean shoot length, (b) mean basal diameter of culms, and (c) mean number of internodes of four aquatic reed stands at the end of the vegetation season (September/October). Error bars are 95% confidence intervals, n = 50 in 1991–95 and 25 in 1996. In (d) the mean temperature of the main growth phase (April – June) and the mean temperature during bud formation (August – October of the previous year) are shown. The symbols refer to sites described in Table 1.

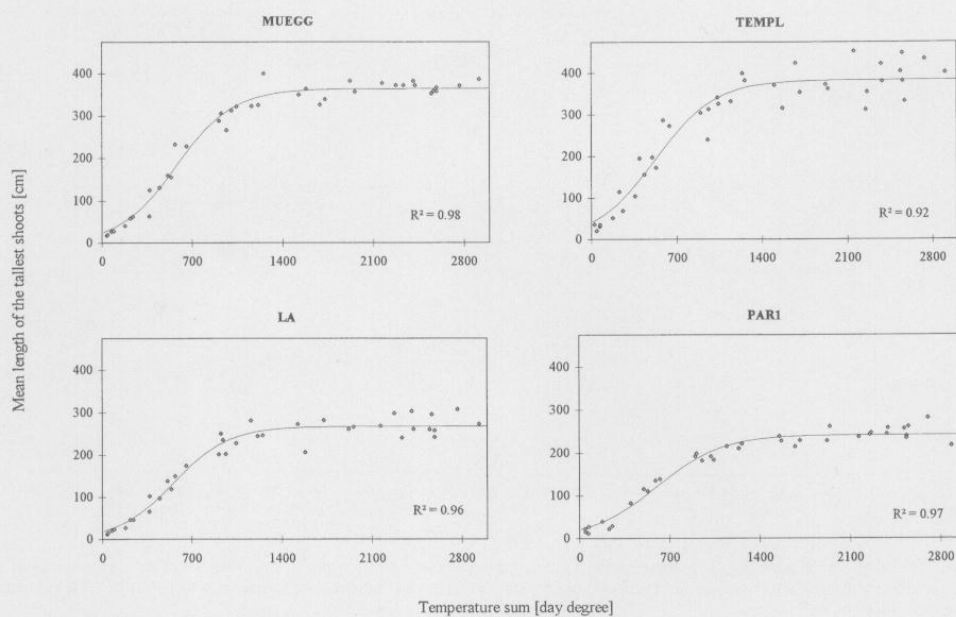


Figure 2. Development of the mean length of tallest shoots in four aquatic reed stands as a function of temperature sum (day degrees, starting March 01) based on monthly (March-September) measurements during 6 years (1991-96) and fitted with a logistic growth curve; R^2 = determination coefficients of logistic regression.

Table 2. Parameters (\pm 95% confidence intervals) of logistic growth models with temperature or time as independent variable for four aquatic reed stands. L_{max} = length of tallest shoots at $t = \infty$, L_0 = length of shoots at $t = 0$ (beginning of growth season), r = relative growth rate during exponential growth, R^2 = determination coefficient.

clone	independent variable (t)	L_{max} [cm]	L_0 [cm]	r [10^{-3} d.d. $^{-1}$], [10^{-3} d $^{-1}$]	R^2
MUEGG	temperature	364.0 ± 9.9	24.6 ± 8.8	4.5 ± 0.7	0.98
	time	365.7 ± 13.8	4.2 ± 3.9	57.5 ± 12.2	0.96
TEMPL	temperature	383.4 ± 19.1	40.9 ± 21.1	4.1 ± 1.1	0.92
	time	386.2 ± 22.4	10.1 ± 10.8	49.5 ± 15.0	0.91
LA	temperature	267.7 ± 10.3	18.9 ± 9.4	4.6 ± 1.0	0.96
	time	270.9 ± 11.7	3.6 ± 3.5	56.3 ± 13.3	0.95
PARI	temperature	242.1 ± 7.7	20.8 ± 7.7	4.0 ± 0.7	0.97
	time	246.5 ± 9.1	4.9 ± 3.5	48.2 ± 8.9	0.97

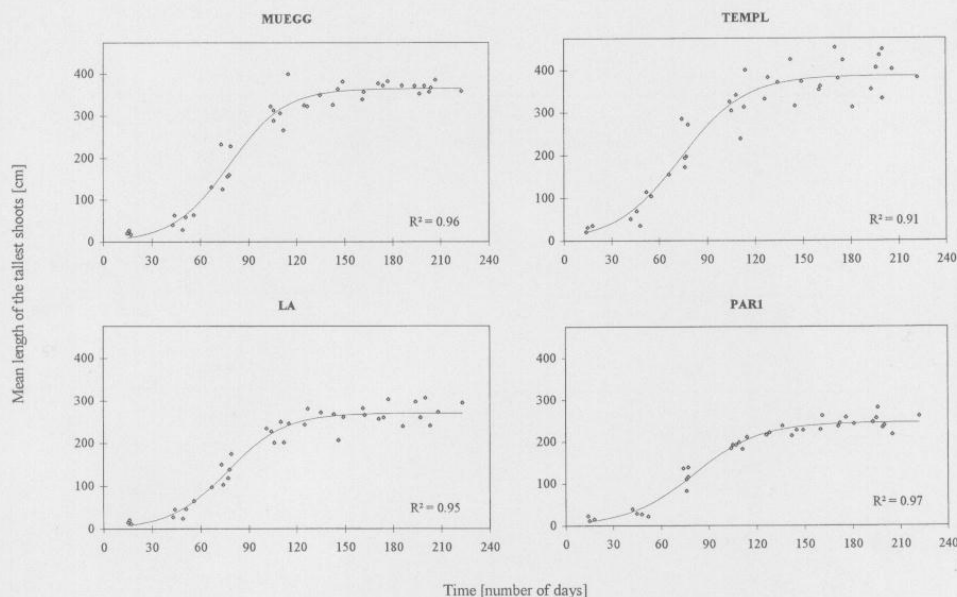


Figure 3. Development of mean length of tallest shoots in four aquatic reed stands as a function of time (number of days, starting March 01) based on monthly (March-September) measurements during 6 years (1991-96) and fitted with a logistic growth curve; R^2 = determination coefficients of logistic regression.

with a logistic function (Table 2). During the phase of exponential growth the temperature sum predicted shoot length slightly better than time, indicating that in years with warm spring growth was relatively faster. The point of inflexion of the curve, marking the end of the period of exponential growth, was at 700 day degrees and in June, respectively, and beyond that point no difference in fit was apparent when comparing Figure 2 and 3 visually. Accordingly, the overall regression fit (R^2 in Table 2) and the calculated maximal length of tallest shoots hardly differed between the two predictor variables. In contrast, there were marked differences in the calculated length of tallest shoots at the beginning of the growth period (i.e. buds, L_0 in Table 2). Values calculated with the temperature sum as predictor variable were similar to those measured in the field, while values derived from the regression of growth against time were much lower than the measured ones (mean length of tallest buds in October 1995: TEMPL: $22.0 \text{ cm} \pm 1.9 \text{ cm}$, MUEGG: $22.4 \text{ cm} \pm 3.4 \text{ cm}$, LA: $15.2 \text{ cm} \pm 1.0 \text{ cm}$, PARI: $16.6 \text{ cm} \pm 1.5 \text{ cm}$; mean values and 95% confidence intervals. C. Merkel, unpublished data).

According to the logistic growth models the clone TEMPL started the growth period with much longer shoots than the other clones, while the relative growth rates of the individual clones did not differ significantly for any of the predictor variables (Table 2).

To demonstrate further the dependence of growth on temperature in the main growth phase, the length of the tallest shoots in the phase of exponential growth (May) was plotted against either temperature sum (Figure 4) or time (Figure 5) for the six years of the study. While there was a good linear relation between shoot length and the temperature sum (R^2 between 0.59 and 0.75, Figure 4), the relation between shoot length and time was much weaker (R^2 between 0.07 and 0.39, Figure 5).

Most individual internodes of clones PARI and TEMPL reached their final length consecutively from April to June (Figures 6 and 7). We considered the final length to be reached when differences between months were not significant any more (indicated by black bars in Figures 6 and 7). Some upper internodes grew only slowly between June and August, so that differences between June and July were not significant, while differences between June and August

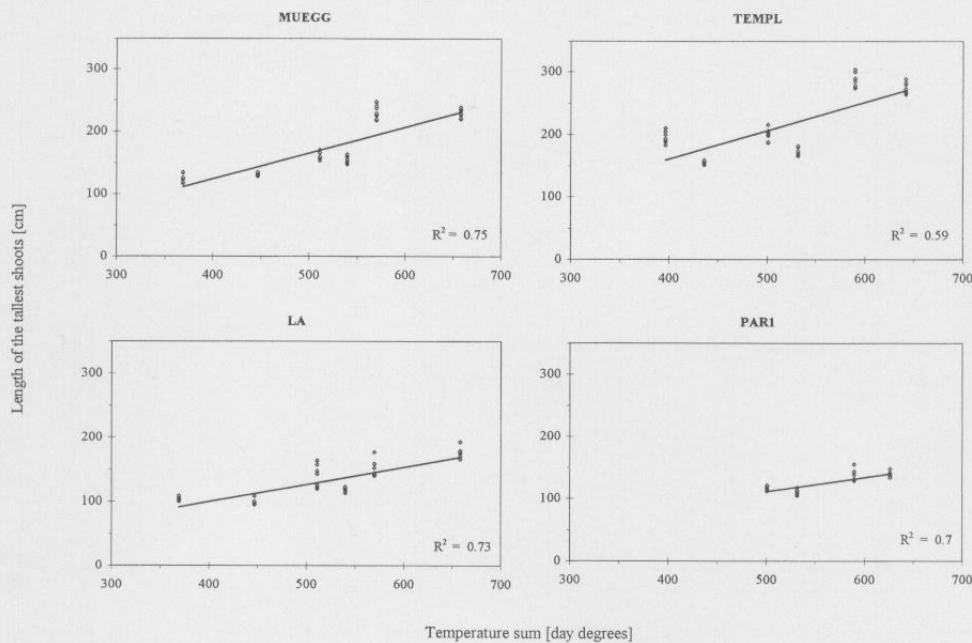


Figure 4. Length of the tallest shoots in the phase of exponential growth as a linear function of temperature sum (starting March 01) for four aquatic reed stands (no data available for 1992 and 1996 for PARI). Points show the length of the 10 tallest out of 100 shoots measured in May 1991–1996 at slightly different dates every year; R^2 = determination coefficients of linear regression.

were (hatched bars in Figures 6 and 7). The internodes of clones MUEGG and LA showed a similar pattern but due to high variation among shoots, differences among months were never significant (Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$; data not shown), so that for these clones we could not determine on a statistical basis when final internode length was reached.

Discussion

Temperature and reed morphology in different years

The various morphological parameters measured at the end of the vegetation season differed remarkably from year to year, but showed no clear correlation with the average temperature during the growth period. Only the shoot length of clone TEMPL was related to spring temperature. Thus, the findings of several authors who reported a strong influence of temperature on shoot length could not be confirmed (Haslam, 1971, 1973; Rodewald-Rudescu, 1974).

The basal culm diameter also varied among years and was not affected by temperature. Because the culm

diameters were already fixed when buds were formed, this result suggests that the temperature during bud formation was of minor importance. Haslam (1971) reported the culm diameter is mainly determined by internal factors (e.g. the position of the culm on the rhizome system).

The number of internodes was much less variable among years than shoot length. This seems to support the contention that the temperature of the main growth phase mainly influences the internode extension, and not the number of internodes (Haslam, 1971). However, a negative relation between the number of internodes and the temperature during bud formation was observed in the case of clone TEMPL. A possible explanation is that relatively high temperatures in autumn generally lead to a prolongation of the growth phase. This in turn might disturb the storage of carbohydrates and affect the preformation of buds (Kühl and Kohl, 1993; Kühl et al., 1997).

Temperature and shoot elongation

The maximal length of the tallest shoots, which was calculated through logistic regression, represented the

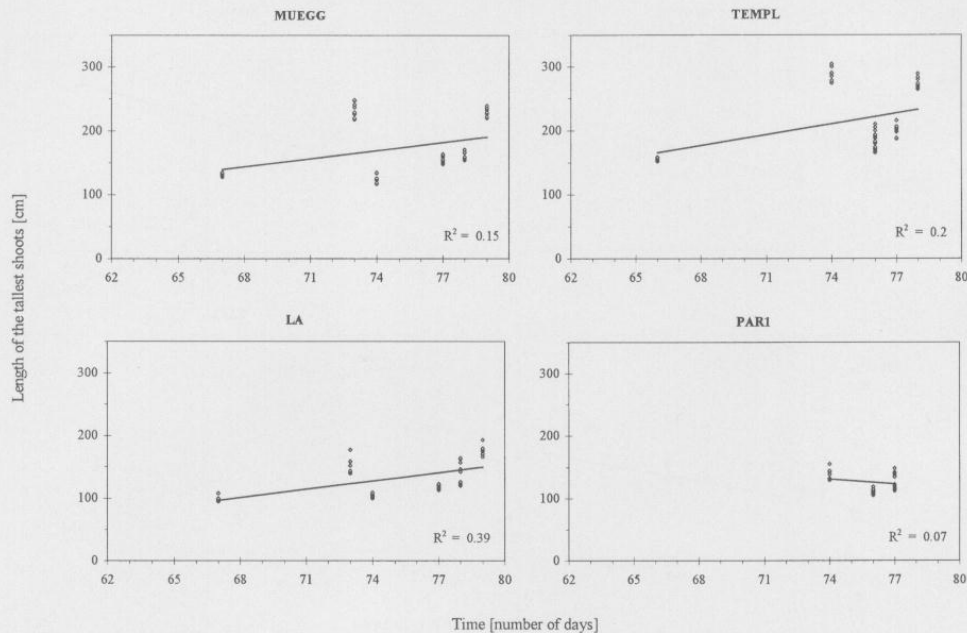


Figure 5. Length of the tallest shoots in the phase of exponential growth as a linear function of time (day number 62 = May 01) for four aquatic reed stands (no data available for 1992 and 1996 for PARI). Points show the length of the 10 tallest out of 100 shoots measured in May 1991–1996 at slightly different dates every year; R^2 = determination coefficients of linear regression.

'growth potential' of the various clones at their respective sites. This 'growth potential' was more or less stable among years in spite of the different weather conditions, suggesting that it was rather independent of temperature. On the other hand, the 'growth potential' differed considerably among clones. These differences could hardly be attributed to differences in temperature, since all investigated reed stands experienced the same climate. Thus, differences in growth potential between the clones must have been due to factors other than temperature, such as nutrient supply. Genotypic variation may also be involved. Clonal differences in shoot morphology and growth dynamics have been reported by several authors (Kühl et al., 1999; Rolletschek et al., 1999).

The relative growth rate did not differ among clones. Assuming that growth is temperature-dependent and that the four clones experienced the same temperature, this result suggests that the clones had nearly the same temperature requirements. This is not surprising since the four clones grew naturally under the same climate. In contrast, when reed

clones originating from a wide latitudinal gradient (Spain to Sweden) were transplanted to common sites, these clones were found to differ inherently in relative growth rate, length of the growing season, flowering time and morphology (Clevering et al., 2000). A dependence of the temperature requirements for growth and development on the geographic origin has also been shown for other plant species through transplantation experiments. For example, the temperature sum required for fruit ripening of cloudberry (*Rubus chamaemorus*) was significantly lower in stands from northern origin than in stands from southern origin (Kortesharju, 1993).

In general, the temperature during the main growth phase had a strong influence on shoot growth during this period, but only a weak influence on the variation of the morphological parameters at the end of the growing season. This means that fast shoot elongation in spring caused by high temperature did not necessarily lead to taller shoots at the end of the growing season. Kühl and Kohl (1992) reported that the final biomass of different reed stands was not correl-

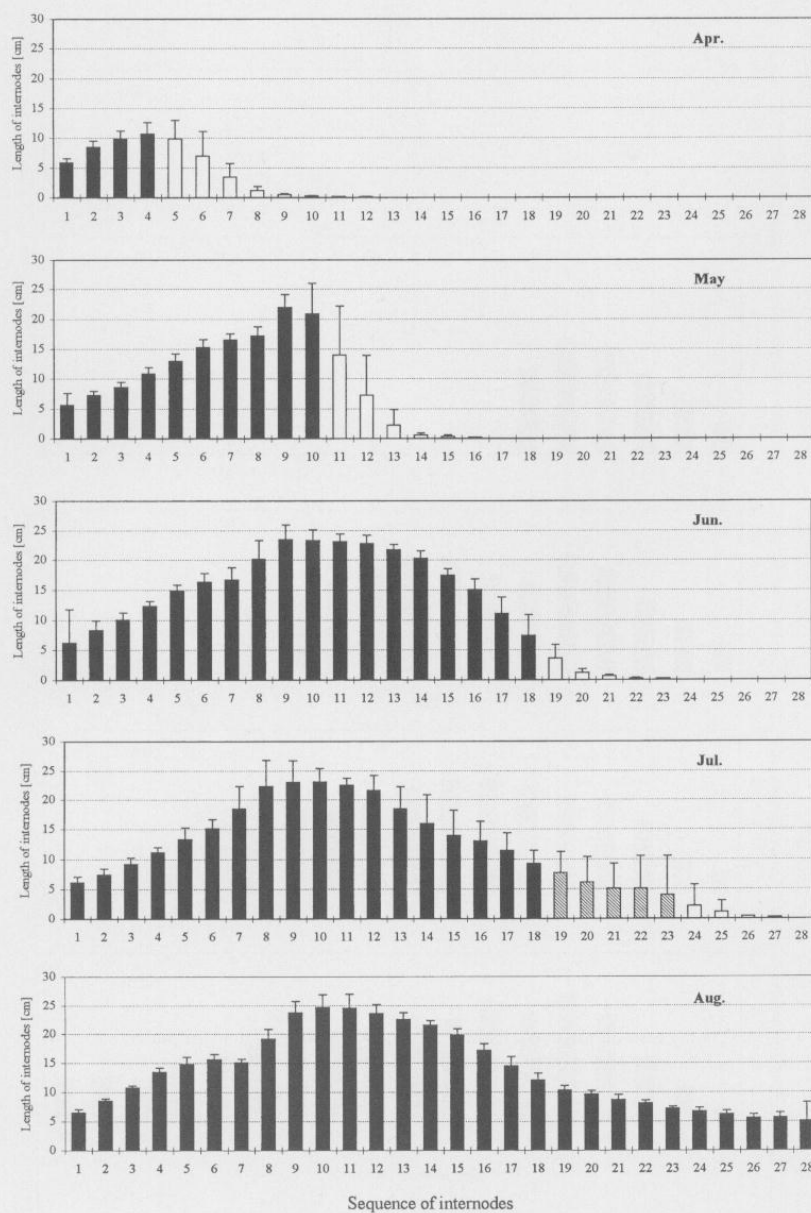


Figure 6. Mean length of individual internodes determined monthly from April to August in the reed stand TEMPL in 1993 (with 95% confidence intervals, 1 = basal internode). Black bars represent internodes that did not grow any more. Hatched bars in July represent internodes with only slight growth, i.e. only significant difference in length between June and August. ($p < 0.05$)

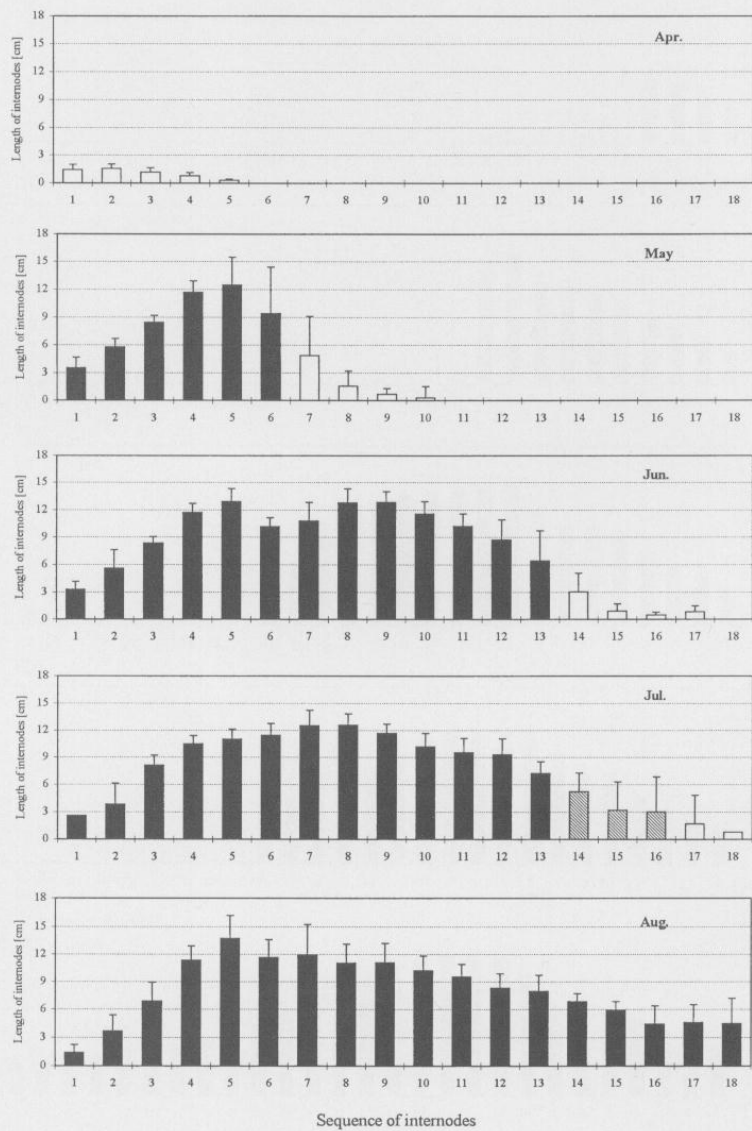


Figure 7. Mean length of individual internodes determined monthly from April to August in the reed stand PAR1 in 1993 (with 95% confidence intervals, 1 = basal internode; cf. Figure 6 for the meaning of black and hatched bars).

ated with the temperature experienced by the stands in spring and summer. Other factors, such as the occurrence of secondary shoots, were of more importance for the development of the reed stands at the end of the vegetation period (Ostendorp and Möller, 1991). Differences in nutrient supply from year to year may also have to be taken into account, as well as possible differences in water temperature. Furthermore, differing reactions of clones to variation in temperature cannot be ruled out. All this should be clarified through further investigations.

Because temperature during the main growth phase varied from year to year, the growth of shoots started at different time points and proceeded at different speed in the different years. This means that when the aim is to study the influence of other environmental factors on reed growth, it may be necessary to take temperature into account, for instance by using the temperature sum as independent variable instead of time. As a concrete example, high water levels have been reported to be an important factor controlling the growth of lakeside reed stands, such as those in the Lake Constance (Ostendorp, 1991). To compare accurately the influence of different high water events in spring on reed stands, the prevailing temperature needs to be taken into consideration.

Acknowledgements

The data on bud length in October 1995 were kindly provided by Mrs C. Merkel. We thank the many colleagues of our institute who helped in the field and laboratory. The manuscript greatly benefited from the valuable comments of two anonymous reviewers.

References

- Björk, S. 1967. Ecologic investigations of *Phragmites communis*. Studies in theoretic and applied limnology. Folia Limnol. Scan. 14: 1–248.
- Bornkamm, R. and Raghi-Atri, F. 1986. Über die Wirkung unterschiedlicher Gaben von Stickstoff und Phosphor auf die Entwicklung von *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Arch. Hydrobiol. 105: 423–441.
- Brown, D. and Rothery, P. 1993. Models in Biology: Mathematics, Statistics and Computing. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Cleaving, O.A., Brix, H. and Lukavská, J. 2000. Geographic variation in growth responses in *Phragmites australis*. Aquat. Bot. (in press).
- Cross, H.Z. and Zuber, M.S. 1972. Prediction of flowering dates in Maize based on different methods of estimating thermal units. Agron. J. 64: 351–355.
- Daniels, R.E. 1991. Variation in performance of *Phragmites australis* in experimental culture. Aquat. Bot. 42: 41–48.
- Dwyer, L.M. and Stewart, D.W. 1986. Leaf area development in field-grown Maize. Agron. J. 78: 334–343.
- Dykyjova, D. and Hradecka, D. 1973. Production ecology of *Phragmites communis*: I. Relation of two ecotypes to the to the microclimate and nutrient conditions of habitat. Folia Geobotany Phytotax. 11: 23–61.
- Haslam, S.M. 1971. Shoot height and density in *Phragmites* stands. Hydrobiologia (Bucarest) 12: 113–119.
- Haslam, S.M. 1973. Some aspects of life history and autecology of *Phragmites communis* Trin. a review. Pol. Archives für Hydrobiologie 20: 79–100.
- Heide, O.M. 1993. Daylength and thermal time responses of budburst during dormancy release in some northern deciduous trees. Physiol. Plantarum 88: 531–540.
- Jorga, W. and Weise, G. 1981. Wasserpflanzen in ihrer Bedeutung für die Uferstabilisierung und für die Verbesserung der Wasserqualität. Acta hydrochim. Hydrobiol. 9: 37–56.
- Kohl, J.-G., Woitke, P., Kühl, H., Dewender, M. and König, G. 1998. Seasonal changes in dissolved amino acids and sugars in basal internodes as physiological indicators of the C/N-balance of *Phragmites australis* at littoral sites of different trophic status. Aquat. Bot. 60: 221–240.
- Koppitz, H., Kühl, H., Hesse, K. and Kohl, J.-G. 1997. Some aspects of the importance of genetic diversity in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel for the development of reed stands. Botanica Acta 110: 217–223.
- Kortesharju, J. 1993. Ecological factors affecting the ripening time of cloudberry (*Rubus chamaemorus*) fruit under cultivation conditions. Ann. Bot. Fenn. 30: 263–274.
- Kronenberg, H.G. 1993. Temperature influences on the flowering dates of *Syringa vulgaris* L. and *Sorbus aucuparia* L. Sci. Hortic. 57: 59–71.
- Kühl, H. and Kohl, J.-G. 1992. Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) at different lakes and sites of the Lake Districts of Uckermark and Mark Brandenburg (Germany). Int. Revue ges. Hydrobiol. 77: 85–107.
- Kühl, H. and Kohl, J.-G. 1993. Seasonal nitrogen dynamics in reed beds (*Phragmites australis*) in relation to productivity. Hydrobiologia 251: 1–12.
- Kühl, H., Woitke, P. and Kohl, J.-G. 1997. Strategies of nitrogen cycling of *Phragmites australis* at two sites differing in nutrient availability. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 82: 57–66.
- Kühl, H., Koppitz, H., Rolletschek, H. and Kohl, J.-G. 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. I. Morphology, genetics and site description. Aquat. Bot. 64: 235–246.
- Lippert, I., Rolletschek, H., Kühl, H. and Kohl, J.-G. 1999. Internal and external nutrient cycles in stands of *Phragmites australis* – a model for two ecotypes. Hydrobiologia 408/409: 343–348.
- Nikolajevskij, V.G. 1971. Research into the biology of common reed (*Phragmites communis* Trin.) in the U.S.S.R. Folia Geobot. Phytotax. 6: 221–230.
- Ostendorp, W. 1991. Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake: proposal of a model. Oecologia 86: 119–127.
- Ostendorp, W. and Möller, J. 1991. EM-Algorithm as a tool for structure analysis of stands of the common reed (*Phragmites australis*). Ecological Modelling 53: 27–38.
- Rodewald-Rudescu, L. 1974. Das Schilfrohr. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Rolletschek, H., Rolletschek, A., Kühl, H. and Kohl, J.-G. 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at natural site and after transplantation. Aquat. Bot. 64: 247–260.