



Rohrkolbenanbau in Niedermooren

**- Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und
Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept -**

Abschlussbericht zum DBU-Projekt Nr. 10628

**Projektleitung : Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer
Dr. Ulrich Wild
Technische Universität München
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Freising-Weihenstephan**

Projektbeginn: 01.01.1998

Projektlaufzeit: 3,5 Jahre

Freising-Weihenstephan, im September 2001

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	10628	Referat	32/2	Fördersumme	1.908.208 DM
Antragstitel	Rohrkolbenanbau in Niedermooren - Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept				
Stichworte	nachwachsende Rohstoffe, Wasser, Landschaftsschutz, Moorrenaturierung				
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
3,5 Jahre	01.01.1998	30.06.2001			
Zwischenberichte	Mai 1999	Juni 2000	Juni 2001		
Bewilligungsempfänger	Technische Universität München Lehrstuhl für Vegetationsökologie Am Hochanger 6 D-85350 Freising-Weihenstephan			Tel	08161 / 71 3498
				Fax	08161 / 71 4143
				Prof. Dr. J. Pfadenhauer Dr. Ulrich Wild	
				Email:	wild@weihenstephan.de
Kooperationspartner	Ingenieurbüro Lenz, Lusenstr. 6, 94160 Ringelai Fa. Typha Technik, Dipl.-Ing. Werner Theuerkorn, 84389 Postmünster Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Dr. W. Münzer Sachgebiet Reststoffpflanzen, Am Gereuth 8, 85354 Freising GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Institut für Bodenökologie, Prof. Dr. Munch, Ingolstädter Landstr. 1, 85758 Neuherberg				

Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung von Grundwassermooren (insbesondere Ackerbau) führt langfristig zum Verlust des Torfkörpers. Damit verbunden ist die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit überschüssigen Nährstoffen sowie der Atmosphäre mit klimawirksamen Gasen (Kohlendioxid, Lachgas). Mit der Kultivierung von Rohrkolben (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) in überfluteten Poldern soll deshalb versucht werden, ① die genannten Belastungen weitestgehend zu reduzieren, ② stattdessen Torfbildungsprozesse in Gang zu setzen und damit die Funktion von Grundwassermooren als Stoffsenken im Landschaftshaushalt zu aktivieren, ③ einen Beitrag zur Reinigung von belasteten Fließgewässern zu leisten, ④ Retentionsräume für Überschußwasser bereitzustellen und ⑤ mit einem nachwachsenden Rohstoff (geeignet zur Herstellung von Dämmaterial im Baugewerbe) eine mögliche Alternative für die Landnutzung in Niederungslandschaften bereitzustellen.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

In Süddeutschlands größtem geschlossenem Niedermoorgebiet, dem Donaumoos bei Ingolstadt, wurden 1998 drei Demonstrationsflächen (insges. 8 ha) angelegt und mit Rohrkolben bepflanzt. Die Flächen werden mit nährstoffbelastetem Wasser aus Entwässerungsgräben beschickt. Es wird ein ganzjähriger Überstau mit unterschiedlichen Wasserständen angestrebt. Die Flächen sind mit Erddämmen umwallt, so daß sie bei Hochwassersituationen als Retentionsbereich dienen können. Die erste Beerntung der Rohrkolbenfelder wurde im Winter 1999/2000 durchgeführt.

Folgende Arbeitsschritte und Untersuchungsmethoden kommen zur Anwendung: a) Anlage und Stabilisierung der Rohrkolbenbestände: Prüfung unterschiedlicher Etablierungsmethoden (Ansaat, Pflanzung, ungestörte Entwicklung), Erfassung der Bestandesentwicklung über populationsökologische Untersuchungen, Erfassung von Schadorganismen und Stechmücken. b) Industrielle Verwertbarkeit als Rohstoff für die Herstellung von Dämmstoffen: Die Untersuchungsschwerpunkte liegen in den Bereichen Erntetechnik, Verarbeitung und Vertrieb. c) Eignung eines degradierten Nieder Moores für die Torfbildung nach Wiedervernässung und somit als Stoffsenke für Kohlenstoff und Stickstoff: Die Zersetzungsdynamik der Rohrkolbenbestände sowie die Freisetzung und Aufnahme der klimarelevanten Spurengase CO₂, N₂O und CH₄ werden in Freiland und Labor erfaßt (Abschätzung des „global warming effect“). d) Eignung als Filtersystem für Schadstoffe und Sedimente in Gewässern: Erfassung der Wasserzu- und -ablaufmengen, qualitative Wasseruntersuchung, sowie Untersuchung der Abbauleistung bzw. Stofffestlegung von flach eingestauten Röhrichtfeldern.

Ergebnisse und Diskussion

Rohstoffproduktion und -verwertung

Die Etablierung von Rohrkolbenbeständen in degradierten Niedermooren (Bestandesaufbau, Stauhaltung und Erntetechnik) bereitet aus produktionstechnischer Sicht keine Probleme.

Das geerntete Pflanzenmaterial konnte zum größten Teil zu Dämmmaterial (Schütt- und Einblasdämmstoff) verarbeitet werden. Nahezu die gesamte im Winter 2000/2001 geerntete Rohstoffmenge (1.500 m³) wurde für diesen Zweck aufbereitet. In weiteren Produktionsschritten soll daraus ein vermarktungsfähiger Einblasdämmstoff hergestellt werden, dem sehr gute Absatzchancen eingeräumt werden.

Wiedervernässung/Wasserretention

Die Simulation eines niedermoortypischen Wasserregimes konnte verwirklicht werden; ebenso die permanente Wasserbeschickung. Somit wurde ein Vernässungssystem etabliert, das dem Modell eines „macrophyte-based system with surface-flow“ (Flachklärteichverfahren mit permanentem Durchfluß) entspricht. Für den Gesamtnaturraum Donaumoos liegt inzwischen ein wasserwirtschaftliches Konzept (Entwicklungskonzept Donaumoos 2000-2030) vor, das das Rückhaltevolumen bei Hochwasser verbessert. Dabei lieferten die Ergebnisse des DBU-Projektes wertvolle Hinweise für die Ausgestaltung der geplanten Retentionsbereiche. In den nächsten Jahren werden Stauräume für insgesamt 6,5 Mio. m³ Wasser geschaffen.

Verminderung von Stoffverlusten

Die Rohrkolbenfelder konnten permanent mit Wasser beschickt werden. Somit konnten Effekte, wie verstärkte Lachgasemissionen bei fluktuierenden Wasserständen, vermieden werden. Unter Berücksichtigung von Feld- und Laboruntersuchungen kann davon ausgegangen werden, dass das Ziel die Belastung von Atmosphäre und Grundwasser durch umweltrelevante Stoffe zu minimieren, erreicht werden konnte. Um den Systemwechsel von einer Kohlendioxid- und Lachgasquelle zu einer Methanquelle infolge der Wiedervernässung zu optimieren (d.h. die Methanemissionen zu reduzieren), muß bei zukünftigen Maßnahmen das Wassermanagement modifiziert werden. Dabei ist größter Wert darauf zu legen, den Sauerstoffgehalt in den vernässten Flächen so hoch zu halten, dass die Methanogenese nur in reduziertem Umfang ablaufen kann.

Niedermoorrenaturierung

Ein weiteres Ziel des Projektes war die Erhöhung der Funktionsfähigkeit des gesamten Lebensraumes. Obwohl aus produktionstechnischer Sicht ein möglichst hoher Rohstoffsertrag und damit ein möglichst geschlossener Rohrkolbenbestand angestrebt wurde, bieten die künstlich angelegten Rohrkolbenfelder genügend Raum für typische und seltene Arten der Feuchtgebiete. Durch die Einbeziehung von Sukzessionsflächen sowie durch natürliche und erntebedingte Fluktuationen der Bestandesdichte wird der Habitatwert der Feuchtflächen erhöht. So werden sie inzwischen für Wasservögel als regional bedeutsam eingestuft. Auch andere Tiergruppen, die auf permanente Wasserflächen angewiesen sind (z.B. Libellen und Amphibien) finden wertvolle Rückzugsgebiete in der Agrarlandschaft.

Reinigung belasteter Gewässer

Die Funktion der Rohrkolbenfelder als Pflanzenkläranlagen oder Nährstofffallen konnte nachgewiesen werden. Sowohl die anorganische als auch die organische Belastung des eingeleiteten Wassers konnte wirksam reduziert werden. Die Ergebnisse lassen jedoch erkennen, dass – falls das zufließende Wasser länger in der Fläche verbleibt als für eine Denitrifikation notwendig ist – das wiedervernässte Niedermoor von der Nährstoffsenke zu einer Nährstoffquelle für Norg, NH₄-N und Phosphor wird. Außerdem sind Untergrenzen der Beaufschlagungsmenge einzuhalten, um Rücklösungsvorgänge aus dem Substrat zu vermeiden.

Nachhaltige Landwirtschaft

Die Wiedervernässung in Form eines überstauten Durchflusssystemes ist mit einer nachhaltigen Nutzung von degradierten Niedermoorflächen in Einklang zu bringen. Darüberhinaus müssen aber eine ganze Reihe von Aspekten des Flächen- und Wassermanagements beachtet werden, um die angestrebte Senkenfunktion des wiedervernässten Systems gewährleisten zu können. Die Entwicklung von Leitbildern für die künftige Gestaltung von Niedermoorlandschaften konnte maßgeblich weiterentwickelt werden. Sie fand Niederschlag bei der Konzipierung des Entwicklungskonzeptes Donaumoos 2000-2030. Das Landnutzungskonzept zum Rohrkolbenanbau steht in Übereinstimmung mit den Kernpunkten des Konzeptes: Hochwasserschutz, Torfkörperschutz, landwirtschaftliche Nutzung sowie Arten- und Biotopschutz.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Zahlreiche Veröffentlichungen in Fachzeitschriften und Tagespresse. Berichte in Funk und Fernsehen. Präsentation des Projektes in der Farbbroschüre: Multitalent Rohrkolben - Ökologie, Forschung, Verwertung.

Inhaltsverzeichnis

1	Möglichkeiten der Renaturierung intensiv landwirtschaftlich genutzter Niedermoore (Jörg Pfadenhauer)	3
2	Rohrkolbenanbau in Niedermooren – Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept: Projektziele, Zielerreichung, Öffentlichkeitsarbeit (Ulrich Wild)	8
2.1	Einführung und Projektablauf	8
2.2	Projektziele und Zielerreichung	9
2.3	Öffentlichkeitsarbeit.....	12
3	Bestandsentwicklung und Produktionstechnik (W. Münzer)	14
3.1	Einleitung und Problemstellung	14
3.2	Material und Methoden	14
3.3	Ergebnisse und Diskussion	16
3.4	Zusammenfassung.....	22
4	Vegetation im LBP-Versuchsbecken (G. Kuhn)	24
4.1	Einleitung, Methoden.....	24
4.2	Ergebnisse	24
5	Entwicklung von künstlich angelegten Rohrkolbenbeständen aus populationsökologischer Sicht (Sabine Heinz)	27
5.1	Einleitung	27
5.2	Methoden.....	27
5.3	Ergebnisse und Diskussion	28
5.4	Zusammenfassung.....	39
6	Wassermanagement, Wassermengenbilanz und Nährstoffrück-haltfunktion wiedervernässter Niedermoorflächen (A. Lenz)	41
6.1	Einleitung/Projektziel.....	41
6.2	Material und Methoden	41
6.3	Messergebnisse/Frachtenrechnung.....	42
6.4	Wertung der Ergebnisse/Bemessung.....	52
7	Faunistische Untersuchungen in künstlich angelegten Rohrkolbenteichen im Donaumoos (Thorsten Zeller & Johannes Bauchhenß)	55
7.1	Material und Methode	55
7.2	Ergebnisse	60
7.3	Ergebnisse	60

7.4	Diskussion	65
7.5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	67
8	Untersuchung an den Algenpopulationen in den künstlich angelegten Rohrkolbenteichen im Donaumoos - 1999 bis 2001 (Günter Henkelmann & Elisabeth Wojtynek)	69
8.1	Einleitung	69
8.2	Methoden/Ergebnisse	71
8.3	Zusammenfassung	74
9	Die Avifauna wiedervernässter Niedermoorflächen (H. Ranftl).....	75
9.1	Einleitung	75
9.2	Für die Vogelwelt wichtige Requisiten der Versuchsflächen	75
9.3	Material und Methode	75
9.4	Ergebnisse	75
9.5	Bewertung und Ausblick.....	77
10	Untersuchungen von Stickstoffemissionen aus Rohrkolben in den künstlich angelegten Rohrkolbenteichen im Donaumoos 1999 bis 2001 (Günter Henkelmann)	79
10.1	Einleitung.....	79
10.2	Methode.....	79
10.3	Zusammenfassung / Ergebnisse.....	81
11	Einfluß der Wiedervernässung von degradierten Niedermooren auf die Emission klimarelevanter Spurengase (Thomas Kamp)	84
11.1	Einleitung.....	84
11.2	Material und Methoden	84
11.3	Ergebnisse und Diskussion	85
11.4	Fazit und Ausblick.....	94
12	Rohrkolbenverwertung (Werner Theuerkorn)	97
12.1	Ernteverfahren	97
12.2	Verarbeitung	99
12.3	Kleberentwicklung (nur Stichpunkte).....	101
12.4	Materialprüfungen (nur Stichworte)	101
12.5	Markt- und Konkurrenzanalyse, Preisstrategie, Vertrieb	101
12.6	Potentialabschätzung	104

1 Möglichkeiten der Renaturierung intensiv landwirtschaftlich genutzter Niedermoore (Jörg Pfadenhauer)

Niedermoore hatten vor Beginn der planmäßigen Melioration (um die Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert) zwischen 4 und knapp 10 % der alt- und jungpleistozänen Landschaften sowie der großen Talverebnungen im Donau- und Rheingebiet inne. Je nach Herkunft des Wasserüberschusses lassen sich verschiedene Moortypen unterscheiden (Succow & Joosten 2001); von diesen sind Verlandungs-, Quell- und Kesselmoore noch am ehesten in einem naturnahen Zustand erhalten geblieben, während Versumpfungs-, Durchströmungs- und Überflutungsniedermoore kultiviert und als mehr oder minder vererdete Torflagerstätten ihre ursprünglichen Funktionen „ökologisch intakter“ Moore (Pfadenhauer & Klötzli 1996, Zeitz et al. 1997) weitgehend verloren haben (Schopp-Guth 1999). Sie lassen sich den folgenden Funktionsbereichen zuordnen (Pfadenhauer in Kratz & Pfadenhauer 2001):

Lebensraumfunktion:

- Die Anwesenheit langfristig überlebensfähiger Populationen von Arten, die physiologisch mittelbar oder unmittelbar an ständigen oder periodischen Wasserüberschuss angepaßt sind, also in nicht oder nur extensiv genutzten Niedermooren vorkommen,
- die Anwesenheit von Lebensgemeinschaften, die überwiegend aus derartig spezialisierten Arten bestehen, also in nicht oder nur extensiv genutzten Niedermooren vorkommen, und
- das Vorhandensein von biotischen Prozessen, die die langfristige Existenz solcher Arten und ihrer Lebensgemeinschaften garantieren, wie beispielsweise die Etablierung von Pflanzenarten, die monophagen Wirbellosen als Nahrung dienen.

Regelungsfunktionen:

- Das Auftreten abiotischer Prozesse, die die Einwanderung und Etablierung von an Wasserüberschuss angepaßten Arten überhaupt erst ermöglichen (wie regelmäßige Überflutungen, die für einen Ferntransport von Samen und anderen Ausbreitungseinheiten sorgen und/oder offene Bodenstellen schaffen, auf denen sich solche Pflanzenarten anzusiedeln vermögen),
- das Auftreten von Prozessen wie Speicherung von Feststoffen und Immobilisierung von Nährstoffen während des Torfbildungs- und Sedimentationsprozesses (Stoffspeicherfunktion), Retention von Überschusswasser von außerhalb des Mooregebietes durch vorübergehende Überflutung und langsame Abgabe (Wasserrückhaltefunktion), Dämpfung regionaler Temperaturschwankungen im Tages- und Jahresverlauf sowie – überregional – Vermeidung des Austrags klimarelevanter Gase (Klimaregelungsfunktion).
- das Eintreten von Überschussbedingungen im Wasserhaushalt, um die Voraussetzungen für das Vorkommen niedermoortypischer Arten der regionalen und überregionalen Flora und Fauna zu schaffen.

Entwässerte und intensiv genutzte Niedermoore haben nicht nur diese Funktionen verloren, sie emittieren statt dessen nicht unbeträchtliche Mengen an klimarelevanten Gasen wie CO₂

und N₂O und belasten Grund- und Oberflächenwässer mit Nitraten und ggf. auch mit Phosphaten. Sie werden also von einer Stoffsenke zu einer Stoffquelle (Pfadenhauer 1998).

Durch die überschussminimierenden Agrarpolitik der Zukunft verliert die land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore mit den herkömmlichen Produkten an Bedeutung. Dieser Wandel wird verstärkt durch die schwierige Nutzbarkeit der Niedermoorböden vor allem in subkontinentalen Klimaten mit geringen Niederschlägen und tiefen mittleren Grundwasserständen. Vor diesem Hintergrund fordern Ökologen, Naturschutzverbände und Behörden, die ursprünglichen Funktionen der Niedermoore wieder herzustellen. Etwa seit Ende der 70er Jahre wird deshalb nach Verfahren gesucht, wie dies zu bewerkstelligen sei. Voraussetzung ist aber zunächst, dass man sich darüber im klaren ist, welchen Zustand man im Optimalfall anstrebt (Leitbild) und welchen man unter den gegebenen Bedingungen in einer bestimmten Zeit und unter den vor Ort herrschenden Voraussetzungen überhaupt erreichen kann (Entwicklungsziel). Leitbild und Entwicklungsziel müssen individuell für jedes Moorgebiet einzeln erarbeitet werden, weil keines dem anderen in Größe, Form, Entstehung, Stratigraphie (d.h. Abfolge der einzelnen Torfschichten), Wasser- und Nährstoffhaushalt, Abfolge und Kombination von Arten und Lebensgemeinschaften völlig gleicht.

Leitbild für extrem degradierte, überwiegend als naturfern einzustufende Niedermoore sind die Funktionen ökologisch intakter selbstregulativer, weitgehend ungestörter hydrologisch-genetischer Moortypen nach Succow & Joosten (2001) mit allen ihren standörtlichen und räumlichen Differenzierungen. Damit steht die Reaktivierung der Senkenfunktion für Wasser, Nähr- und Feststoffe (Regelungsfunktion) durch völlige und dauerhafte Vernässung mit dem Ziel, Torfbildungsprozesse in Gang zu setzen, an erster Stelle, denn sie ist Voraussetzung für Einwanderung und Etablierung von niedermoorotypischen Arten (Lebensraumfunktion).

Diese Reihenfolge ergibt sich auch aus der umweltpolitischen Bedeutung der verschiedenen Moorfunktionen. Stoffausträge sind global und überregional von besonderer Bedeutung; insbesondere der Hochwasserschutz durch Aktivierung der Moore als Retentionsräume sowie die Verringerung des Austrags klimarelevanter Spurengase werden als prioritär angesehen (z. B. Anonymus 1992). Vor allem für nord- und ostdeutsche Niedermoore (Kratz & Pfadenhauer 2001), aber auch für diejenigen der süddeutschen alpenfernen Flusstäler von Rhein und Donau (z.B. Pfadenhauer & al. 1991) wurden Konzepte und Verfahren entwickelt, wie man die von den Niedermooren ausgehenden Belastungen reduzieren oder gänzlich verhindern und gleichzeitig die Lebensbedingungen moortypischer Arten verbessern kann.

Für diese Verfahren hat sich im deutschen Sprachraum der Begriff Renaturierung etabliert, unter dem man die Überführung von ge- oder zerstörten Ökosystemen in einen naturnäheren Zustand versteht (Pfadenhauer 1981). Dieser naturnähere Zustand wird aufgrund von biotischen (Merkmale von Vegetation, Flora und Fauna) und von abiotischen Kriterien (Merkmale des Wasser- und Stoffhaushalts) im Rahmen eines Entwicklungsziels definiert. Das Entwicklungsziel beschreibt den aus dem Leitbild heraus zu entwickelnden, aber unter gegebenen sozio-ökonomischen und umweltpolitischen Bedingungen sowie zeitlichen, räumlichen und standörtlichen Betrachtungsgrenzen realisierbaren Zustand eines

Niedermoores. Veränderungen der gesellschaftspolitischen Rahmenbedingungen können zu Veränderungen der Entwicklungsziele führen. Während die Leitbilder in ihrer allgemeinen Formulierung weitgehend unumstritten sind, zeigt sich ein erhebliches Konfliktpotential, wenn einzelne Entwicklungsziele inhaltlich, räumlich und zeitlich aufeinander abgestimmt werden und bei der Umsetzung in gegenwärtige oder künftige Landnutzungssysteme integriert werden müssen (Pfadenhauer & Grootjans 1999).

So sind aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes die Reste vorindustrieller Moornutzung, wie sie uns in Form von artenreichen Feuchtwiesen der pflanzensoziologischen Verbände *Molinion* (Pfeifengraswiesen) und *Calthion* (Sumpfdotterblumenwiesen) entgegentreten, besonders wertvoll. Ihre Erhaltung oder Neuschaffung kollidiert aber mit dem Ziel, die Emission klimarelevanter Spurengase weitestgehend zu reduzieren. Denn unter solchem Grünland ist stets mit (wenn auch gebremstem) Torfschwund zu rechnen, vor allem dann, wenn der Moorwasserspiegel jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt. Soll dagegen die Senkenfunktion möglichst maximal reaktiviert werden, so werden sich nach völliger (d. h. ganzjähriger) Vernässung des vorher landwirtschaftlich genutzten Niedermoores meist recht wüchsige Röhrichte und Großseggenriede ansiedeln, die wesentlich weniger Raum für Pflanzen- und Tierarten des Feuchtgrünlands übrig lassen. Bodenschutz und Artenschutz sind am selben Ort in ihren Zielen also nicht immer kongruent. Solche Widersprüche lassen sich durch räumliche und zeitliche Integration der einzelnen Schutzziele lösen. Dabei wird unter Ausnutzung der natürlichen und anthropogenen Standortvielfalt unterschiedlichen Entwicklungen nebeneinander Raum gegeben, so daß sich Entwicklungsstadien ähnlicher Artenzusammensetzung zeitlich gegeneinander versetzt ergeben könnten (soweit sich diese prognostizieren lassen).

Für ein Entwicklungskonzept bedeuten diese Überlegungen zweierlei, nämlich erstens die Notwendigkeit einer räumlichen Differenzierung der verschiedenen Ziele dergestalt, daß alle Entwicklungsprozesse von Biozönosen und Böden, die unter den gegebenen Umständen zukünftig möglich sind, nebeneinander auf einer gewissen Mindestfläche ablaufen können. So ist die Erhaltung oder gar Neuentwicklung von artenreichen Feuchtwiesen auch dann nötig, wenn das gesamte Mooregebiet völlig vernäßt werden könnte, um die Arten so lange im Gebiet zu halten, bis sie sich auch ohne Zutun des Menschen an für sie geeigneten Stellen etablieren können. Zweitens ist die Individualität des jeweiligen Mooregebiets zu beachten. Die räumliche Differenzierung der einzelnen Entwicklungsziele wird in jedem Moor in Abhängigkeit von seiner Nutzungsgeschichte, seiner standörtlichen Gliederung, seiner Besitzverhältnisse anders sein. Somit erfordert auch jedes Moor und jede Moorlandschaft eine eigene Pflege- und Entwicklungsplanung.

Da die Niedermoore mehr oder minder intensiv land- (seltener forst-) wirtschaftlich genutzt werden, steht an zentraler Stelle von Renaturierungskonzepten immer die Frage nach der künftigen Rolle der agrarischen Bodennutzung. Selbst die Bewirtschaftung artenreicher Nass- und Feuchtwiesen ist nur unter erheblich eingeschränkten Produktionsbedingungen möglich. Andererseits fördert eine wenigstens partiell aufrechterhaltene Produktionsfunktion in den zu renaturierenden Mooren die Akzeptanz auch unpopulärer umweltpolitischer Maßnahmen. In

der Regel geht man davon aus, dass vollständige Vernässung mit Torfbildung immer die Aufgabe der herkömmlichen Landwirtschaft bedeutet. Es ist deshalb eine besondere Herausforderung bei der Niedermoorrenaturierung, nach Verfahren zu suchen, die sowohl die Funktionen eines ökologisch intakten Niedermoors reaktivieren als auch Perspektiven für die Flächeneigner und Landnutzer bieten (im Sinn eines integrierten Naturschutzes; Pfadenhauer 1996).

Ein solches Verfahren ist der Anbau von Rohrkolben als nachwachsendem Rohstoff. Es vereint in einzigartiger Weise umweltpolitische und ökonomische Ziele der Moorrenaturierung und verknüpft diese mit der Entsorgung häuslicher Abwässer im ländlichen Raum. In den folgenden Kapiteln dieses Berichts werden die Ergebnisse eines dreijährigen Forschungsvorhabens vorgestellt, das im Donaumoos bei Ingolstadt durchgeführt wurde. Unter der Federführung des Lehrstuhls für Vegetationsökologie der Technischen Universität München kooperierten die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Freising, das Institut für Bodenökologie der GSF-Forschungsgesellschaft für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg, das Ingenieurbüro für Umwelttechnik, Landschaftsplanung und Ingenieurökologie Lenz, Ringelai, die Fa. Typha-Technik Theuerkorn, Postmünster sowie der Donaumoos-Zweckverband am Landratsamt Neuburg Schrobenhausen.

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt sei an dieser Stelle für die großzügige und unbürokratische Förderung sehr herzlich gedankt. Zu danken ist ferner allen Projektbeteiligten für die gute und fruchtbare Zusammenarbeit sowie dem Landratsamt Neuburg-Schrobenhausen in der Person von Herrn Landrat Dr. Kessler sowie seinen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, allen voran Herrn Ulrich Sorg und Herrn Willi Riss für ihr stetiges Interesse am Fortgang der Arbeiten und ihre Unterstützung.

Literatur

- Anonymus (1992): Climatic change – the supplementary report to the IOCC Scientific Assessment. WMO/UNEP, Cambridge University Press.
- Kratz, R. & J. Pfadenhauer (2001): Handbuch der Renaturierung von Niedermooren. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Pfadenhauer, J. (1981): Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen der Moorrenaturierung. Daten und Dokumente zum Umweltschutz 31: 75-81.
- Pfadenhauer, J., 1996: Integration der Landnutzung bei der Umsetzung von Naturschutzzielen. - In: M. Waitzmann (Hrsg.), Plenum: Konzeption und Grundlagen. 14, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 189-213.
- Pfadenhauer, J. (1998): Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. Natur und Landschaft 74: 18-29.
- Pfadenhauer, J. & F. Klötzli (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. Vegetation 126: 101-115.
- Pfadenhauer, J. & A. Grootjans (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. Applied Vegetation Science 2: 95-106.

- Pfadenhauer, J., G. M. Krüger & E. Muhr (1991): Ökologisches Gutachten Donaumoos. Konzept zur künftigen Landschaftsentwicklung. Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz München 109: 83 S.
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 57: 219 S.
- Succow, M. & H. Joosten (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Zeit, J., I. Vogel, R. Tölle und J. Lehrkamp (1997): Entwicklung eines Bewertungsverfahrens und Erarbeitung von Richtlinien zum Schutz der Bodenfunktionen in Niedermooren Brandenburgs. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität Berlin 8: 153 S.

2 Rohrkolbenanbau in Niedermooren – Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept: Projektziele, Zielerreichung, Öffentlichkeitsarbeit (Ulrich Wild)

2.1 Einführung und Projektablauf

Planung, Flächenaufkauf, Baumaßnahmen

Nachdem die Genehmigung des o.g. Projekt am 07.10.1997 durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt bekanntgegeben worden war, konnte es zum 01.01.1998 begonnen werden. Noch im Oktober 1997 wurden von der Projektleitung in Zusammenarbeit mit dem Donaumoos-Zweckverband die Verhandlungen zum Flächenaufkauf angegangen. Diese konnten im März 1998 abgeschlossen werden. Insgesamt wurden zur Durchführung des Projektes ca. acht Hektar landwirtschaftlich genutzter Niedermoorflächen aufgekauft, die sich seither im Besitz des Donaumoos-Zweckverbandes befinden.

Nach Abschluß des Flächenaufkaufs wurde sofort mit den Baumaßnahmen begonnen, die über einem Zeitraum von drei Monaten andauerten und im Juni 1998 mit der Installation der Messeinrichtungen abgeschlossen werden konnten.

Pfanzarbeiten, Wasserbeschickung, Bestandesetablierung (Etablierungsphase)

In den Monaten Mai und Juni 1998 wurde die Bepflanzung der drei Teilflächen durchgeführt. Insgesamt wurden ca. 110 000 Rohrkolbenpflanzen ausgebracht. Am 23.06.1998 konnte schließlich mit der kontrollierten Wasserbeschickung begonnen werden. Seither wird rund um die Uhr Wasser in die Flächen gefördert. Lediglich zu den Ernteterminen musste der Pumpenbetrieb eingestellt und die Becken abgelassen werden.

Aufgrund des vitalen Jungpflanzenmaterials ging die Bestandesetablierung sehr rasch vonstatten. Bereits am Ende der ersten Vegetationsperiode lagen nahezu geschlossene Bestände vor. Damit konnte die einjährige Etablierungsphase erfolgreich abgeschlossen werden.

Produktionsphase

Die laut Antrag zweijährige Produktionsphase wurde auf Antrag der Projektleitung um sechs Monate bis zum 30.06.2001 verlängert. Dies geschah, um die Ergebnisse einer zweiten maschinellen Ernte der Rohrkolbenfelder innerhalb der Projektlaufzeit auswerten zu können. Während der 30monatigen Produktionsphase zeigte sich, dass die Rohrkolbenfelder als Dauerkultur anzusehen sind. Es gab keine gravierenden dauerhaften Bestandeszusammenbrüche. Vielmehr konnten wichtige Hinweise gewonnen werden, die für die Dauerhaftigkeit von künstlich angelegten Rohrkolbenbeständen von Bedeutung sind. Darauf wird an anderer Stelle ausführlich eingegangen. Zusammenfassend kann festgehalten werden:

- Partielle Bestandeslücken bzw. Bestandeszusammenbrüche infolge Schädlingskalamitäten oder Nährstoffmangelsituationen werden in der Regel innerhalb eines Jahres durch

Ausläuferbildung und keimende Jungpflanzen ausgeglichen. Das Wasserregime ist diesen Erfordernissen anzupassen (\Rightarrow niedrige Wasserstände im Frühjahr fördern die Keimung).

- Bestandeslücken, die infolge der ersten maschinellen Ernte bei nicht gefrorenem Boden aufgetreten sind, werden nur relativ langsam wieder geschlossen. Dabei wurde in Teilbereichen das Rhizomsystem der Rohrkolbenpflanzen nachhaltig geschädigt. Zudem kam es zu lokalen Verfrachtungen des Substrates und damit zu einem Wechsel von flachen und sehr tiefen Bereichen in den Becken. Dort dürfte der erneute Bestandesschluß noch ein bis zwei Vegetationsperioden in Anspruch nehmen. Zukünftig ist die Ernte, wie bei der zweiten maschinellen Ernte geschehen, bei gefrorenem Boden durchzuführen.
- Die bei der Antragstellung formulierte Möglichkeit der Ausbreitung von spezifischen Rohrkolben-Schädlingen trat bisher nicht ein. Potentielle Schadorganismen wurden nur in kleinen Populationen festgestellt.
- Ebenso stellte die befürchtete Ausbreitung von Stechmücken und Bremsen infolge der Wiedervernässungsmaßnahmen bisher kein Problem dar.

Weiterhin haben die bisherigen Ergebnisse der verschiedenen Teilprojekte gezeigt, dass unter den vorherrschenden Bedingungen im Donaumoos (Wasserqualität: schwach bis mittel stark belastet), in Zukunft eine kleinere Dimensionierung der künstlichen Feuchtflächen bzw. mehrere Zuläufe anzustreben sind. Trotz der beträchtlichen Nährstofffrachten, die in die Flächen transportiert wurden, ist in Teilbereichen der Rohrkolbenbestände ein deutlicher Nährstoffmangel festzustellen. Das beweist wiederum das extrem hohe Nährstoffbedürfnis der Rohrkolbenpflanzen. Weiterhin dürfte „frisches“, sauerstoffreiches Wasser in den Feldern zu deutlich reduzierten Methan-Emissionen führen.

2.2 Projektziele und Zielerreichung

Rohstoffproduktion und -verwertung

Die im Antrag genannten Ziele hinsichtlich der Anbauverfahren für Rohrkolben (Bestandesetablierung, Stauhaltung und Erntetechnik) konnten während der Projektlaufzeit in vollem Umfang umgesetzt und die Versuchsfragen geklärt werden. Die Etablierung von Rohrkolbenbeständen in degradierten Niedermooren bereitet aus produktionstechnischer Sicht keine Probleme.

Das geerntete Pflanzenmaterial konnte zum größten Teil zu Dämmmaterial verarbeitet werden. Darüberhinaus wurden umfangreiche Versuche zu alternativen Verwertungsstrategien angestellt. Das im Antrag formulierte Ziel der Weiterentwicklung der Typha-Sandwichplatte bis zur Marktreife bzw. Markteinführung konnte während der Projektlaufzeit jedoch nicht umgesetzt werden. Nach eingehender Analyse des Dämmstoffmarktes und Kontaktaufnahme mit zahlreichen potentiellen Herstellern und Anwendern von Plattenbaustoffen, wurde von Seiten der Projektleitung von diesem Projektziel Abstand genommen. Erschwerend bei der Umsetzung dieses Zieles war die Tatsache, dass über die bei der Antragstellung im Jahre 1997 von C.A.R.M.E.N. in Aussicht gestellte Förderung der Entwicklung der spezifischen Schneidetechnik bis heute nicht entschieden ist. Aufgrund dieser Umstände wurde die Weiterentwicklung des Typha-Einblasdämmstoffes in Angriff genommen. Nahezu die gesamte im Winter 2000/2001 geerntete Rohstoffmenge (1.500 m^3) wurde für diesen Zweck aufbereitet. In weiteren

Produktionsschritten soll daraus ein vermarktungsfähiger Einblasdämmstoff hergestellt werden, dem sehr gute Absatzchancen eingeräumt werden (siehe Businessplan der TDV GmbH in Gründung).

Wiedervernässung/Wasserretention

Die Simulation eines niedermoortypischen Wasserregimes konnte wie im Antrag vorgesehen, verwirklicht werden; ebenso die permanente Wasserbeschickung. Somit wurde ein Vernässungssystem etabliert, das dem Modell eines „macrophyte-based system with surface-flow“ (Flachklärteichverfahren mit permanentem Durchfluß) entspricht.

Für den Gesamtnaturraum Donaumoos liegt inzwischen ein wasserwirtschaftliches Konzept (Entwicklungskonzept Donaumoos 2000-2030) vor, das das Rückhaltevolumen bei Hochwasser verbessert. Dabei lieferten die Ergebnisse des DBU-Projektes wertvolle Hinweise für die Ausgestaltung der geplanten Retentionsbereiche. In den nächsten Jahren werden Stauräume für insgesamt 6,5 Mio. m³ Wasser geschaffen.

Verminderung von Stoffverlusten

Der fundierten Untersuchung dieses Aspektes wurde vom Auftraggeber eine große Bedeutung beigemessen. Entsprechend umfangreich wurden die Feldversuche und Laborexperimente im Teilprojekt Stoffhaushalt durchgeführt.

Entgegen der Befürchtungen bei der Antragstellung, konnten die Rohrkolbenfelder permanent mit Wasser beschickt werden. Somit konnten Effekte, wie verstärkte Lachgasemissionen bei fluktuierenden Wasserständen, vermieden werden. Leider war es während der Projektlaufzeit nicht möglich eine vollständige, auf Messergebnisse basierende, Bilanzierung des ‚global warming potentials‘ zu bewerkstelligen. Dafür wäre der Einsatz eines transparenten und transportablen Haubensystems vonnöten gewesen. Dieses wurde zwar vom Teilprojekt Stoffhaushalt erfolgreich entwickelt und getestet, der felddaugliche Einsatz wäre aber frühestens im Sommer 2001 möglich gewesen. Somit musste bei der Bilanzierung auf Laborversuche sowie Daten zur Untersuchung der Kohlenstoffmineralisierung zurückgegriffen werden.

Unter Berücksichtigung dieser Daten kann davon ausgegangen werden, dass das Ziel die Belastung von Atmosphäre und Grundwasser durch umweltrelevante Stoffe zu minimieren, erreicht werden konnte. Um den Systemwechsel von einer Kohlendioxid- und Lachgasquelle zu einer Methanquelle infolge der Wiedervernässung zu optimieren (d.h. die Methanemissionen zu reduzieren), muß bei zukünftigen Maßnahmen das Wassermanagement modifiziert werden. Dabei ist größter Wert darauf zu legen, den Sauerstoffgehalt in den vernässten Flächen so hoch zu halten, dass die Methanogenese nur in reduziertem Umfang ablaufen kann.

Niedermoorrenaturierung

Ein weiteres Ziel des Projektes war die Erhöhung der Funktionsfähigkeit des gesamten Lebensraumes. Dazu gehören neben den Bereichen Klimaschutz und Wasserreinigung auch die Ausbreitung niedermoortypischer Arten und Lebensgemeinschaften sowie die Bereitstellung neuen Lebensraumes für bedrohte Tierarten.

Obwohl aus produktionstechnischer Sicht ein möglichst hoher Rohstofftertrag und damit ein möglichst geschlossener Rohrkolbenbestand angestrebt wurde, bieten die künstlich angelegten Rohrkolbenfelder genügend Raum für typische und seltene Arten der Feuchtgebiete. Durch die Einbeziehung von Sukzessionsflächen sowie durch natürliche und erntebedingte Fluktuationen der Bestandesdichte wird der Habitatwert der Feuchtflächen erhöht. So werden sie inzwischen für Wasservögel als regional bedeutsam eingestuft. Auch andere Tiergruppen, die auf permanente Wasserflächen angewiesen sind (z.B. Libellen und Amphibien) finden wertvolle Rückzugsgebiete in der Agrarlandschaft.

Reinigung belasteter Gewässer

Die Funktion der Rohrkolbenfelder als Pflanzenkläranlagen oder Nährstofffallen konnte eindrucksvoll nachgewiesen werden. Sowohl die anorganische als auch die organische Belastung des eingeleiteten Wassers konnte wirksam reduziert werden. Die Ergebnisse lassen jedoch erkennen, dass – falls das zufließende Wasser länger in der Fläche verbleibt als für eine Denitrifikation notwendig ist – das wiedervernässte Niedermoor von der Nährstoffsenke zu einer Nährstoffquelle für Norg, NH₄-N und Phosphor wird. Außerdem sind Untergrenzen der Beaufschlagungsmenge einzuhalten, um Rücklösungsvorgänge aus dem Substrat zu vermeiden.

Perspektiven für die Landwirtschaft

Mit der Vorlage des Businessplanes sowie dessen Auszeichnung beim Businessplan-Wettbewerb der Region 10 konnte auch in Bezug auf die Akzeptanz des Landnutzungskonzeptes bei den Landwirten und den Landwirtschaftsbehörden ein entscheidender Schritt getan werden. Das zeigt sich u.a. an der Tatsache, dass ein Mitglied der in Gründung befindlichen Typha-Dämmstoff-Verwertungs-Gesellschaft (TDV GmbH) praktizierender Landwirt im Donaumoos ist. Im Laufe des Projektes konnte nachgewiesen werden, dass ein marktfähiger Rohstoff produziert werden kann und dass auch ohne staatliche Subventionen die Wettbewerbsfähigkeit mit anderen landwirtschaftlichen Kulturen gegeben ist.

Nachhaltige Landbewirtschaftung

Die Wiedervernässung in Form eines überstauten Durchflusssystemes ist mit einer nachhaltigen Nutzung von degradierten Niedermoorflächen in Einklang zu bringen. Darüberhinaus müssen aber eine ganze Reihe von Aspekten des Flächen- und Wassermanagements beachtet werden, um die angestrebte Senkenfunktion des wiedervernässten Systems gewährleisten zu können.

Die Entwicklung von Leitbildern für die künftige Gestaltung von Niedermoorlandschaften konnte maßgeblich weiterentwickelt werden. Sie fand Niederschlag bei der Konzipierung des Entwicklungskonzeptes Donaumoos 2000-2030. Das Landnutzungskonzept zum Rohrkolbenanbau steht in Übereinstimmung mit den Kernpunkten des Konzeptes: Hochwasserschutz, Torfkörperschutz, landwirtschaftliche Nutzung sowie Arten- und Biotopschutz.

2.3 Öffentlichkeitsarbeit

Im Rahmen von wissenschaftlichen Tagungen und Kongressen wurden seit dem letzten Zwischenbericht folgende Präsentationen durchgeführt:

Präsentationen Dr. Ulrich Wild:

- Regenerationsprozesse in degradierten Grundwassermooren durch die Etablierung von Rohrkolbenbeständen. Vortrag auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, Kiel, 2000.
- Renaturierungsprojekte in degradierten Grundwassermooren am Beispiel des Donaumooses. Vortrag auf der Internationalen Fachtagung „Moore im Wandel“, Bad Wurzach, 2000.
- Renaturierungsverfahren in degradierten Niedermooren. Vortrag beim NNA-Seminar „Renaturierungstechnologien, Schneverdingen, 2000.
- Wiedernässung degradierter Grundwassermoore – Konzepte, Projekte, Visionen. Vortrag beim Ökologischen Kolloquium der Universität Ulm, 2001.

Präsentationen Sabine Heinz:

- Effects of nutrient availability, water level and competition on biomass allocation of *Typha latifolia* L. and *T. angustifolia* L. Vortrag auf der Tagung des Arbeitskreises „Populationsbiologie der Pflanzen“ der GfÖ, in Freising - Weihenstephan, 1. bis 3.6.2000.
- Establishment and growth of *Typha* in constructed wetlands. Poster beim Millennium Wetland Event - Québec 2000, SWS, Québec, Canada, 6.- 12. 8. 2000.
- Dauerhaftigkeit von Rohrkolbenbeständen - Einfluß von Nährstoffversorgung und Wasserregime. 30. Jahrestagung Gesellschaft für Ökologie, Kiel 11.- 15. 9. 2000.
- Different Strategies of *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. Vortrag auf der Tagung des Arbeitskreises „Populationsbiologie der Pflanzen“ der GfÖ, in Wien, 23. bis 27.5.2001.
- Rohrkolbenanbau im Donaumoos – Anbaupraxis und Chancen der Verwertung. Vortrag im Rahmen der Donaumoostage, im „Haus im Moos“, Kleinhohenried, 20.5.2001.
- Anbau nachwachsender Rohstoffe in Feuchtgebieten, Vortrag auf dem Hochschultag der TU München, in Freising-Weihenstephan. 29.6.2001.
- Effects of cultivated *Typha* spp. stands on water quality in degraded groundwater fed mires, 44th IAVS Symposium, in Freising – Weihenstephan, 29.7. – 4.8.2001-08-27
- Vegetation and ecology of agricultural landscapes in Southern Bavaria and strategies for their sustainable use, Vorstellung des Rohrkolbenanbaus als Teil der Exkursion im Rahmen des 44th IAVS Symposiums, in Freising Weihenstephan, 1.8.2001.

Präsentation Dr. Thomas Kamp:

- Trace gas fluxes and global warming potential from a restored peatland. Vortrag auf dem 6th International Wetland Symposium of INTECOL, Quebec, Canada, 06-12 August 2000.

- Rohrkolbenanbau in Niedermooren - Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept. Poster auf der Fachtagung zum Expo-Projekt 'Faszination Boden' - Neue Wege zu nachhaltiger Bodennutzung, Osnabrück, 14.09. - 17.09.2000 (OBE2000, DBU, NNA).
- Gattinger, L. Zelles, T. Kamp, M. Stoffels, J.C. Munch: Characterisation of methanogenic and methanotrophic microorganisms in agricultural soils by phospholipid analysis. Poster auf dem Congress of the Hungarian Microbial Society, Budapest/HU, 30.08. - 01.09.1999.
- Kamp, T., Gattinger, A., Wild, U. & Munch, J.C. : Methane and nitrous oxide emissions from drained and restored peatland in Danube Valley (Southern Germany).Poster, 21. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, Basel, Switzerland, 27. – 31. 8.2001.
- Kamp, T., Wild, U., Gattinger, A., Lenz, A. & Munch, J.C.: Restoration of drained peatland in southern Germany – trace gas fluxes and nutrient cycling. Vortrag, International Conference on changing Wetlands, Sheffield, UK, 11. – 13.9.2001.

Präsentationen von Anton Lenz:

- Nitrogen and phosphorus budget in rewetted fens. Vortrag auf dem 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 11. - 16. November 2000 in Lake Buena Vista, Florida.
- Fortbildungsveranstaltung im "Haus im Moos", Umweltbildungsstätte, Kleinhohenried, 5. April 2001 zum Thema "Aus Abwasser wird Biotopwasser": Präsentation des DBU-Projektes und seiner Ziele bei der Exkursion.

Seit dem letzten Zwischenbericht erschienene bzw. akzeptierte wissenschaftliche Veröffentlichungen:

- Lenz & U. Wild 2000. Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktionen bei der Vernässung von Grundwassermooren. –Wasser & Boden 52/11, 4-8.
- U. Wild, T. Kamp, A. Lenz, S. Heinz & J. Pfadenhauer 2001. Cultivation of *Typha* spp. in constructed wetlands for peatland restoration. –Ecological Engineering 17, 49-54.
- U. Wild, A. Lenz, T. Kamp, S. Heinz & J. Pfadenhauer 2001. Vegetation development, nutrient removal and trace gas fluxes in constructed *Typha* wetlands. In Ü. Mander & P.D. Jenssen (eds), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climate Areas. Advances in Ecological Sciences Series – in press -.
- Gattinger, A, Guenther, T. Kamp, M. Stoffels, M. Schloter & J.C. Munch. Characterization of archaea in peat soils by polar lipid analysis - in press -.

3 Bestandsentwicklung und Produktionstechnik (W. Münzer)

3.1 Einleitung und Problemstellung

Voraussetzung für den praktischen Anbau von Rohrkolben sind produktionstechnische Exaktversuche, die bisher noch nicht durchgeführt worden sind. Zur Erarbeitung spezieller pflanzenbaulicher Grundlagen stellten sich die drei folgenden Versuchsfragen:

- Beschaffenheit des Oberbodens (mit oder ohne Mutterboden)
- Bestandesetablierung (Pflanzdichte bei Pflanzung bzw. alternative Säverfahren)
- Flutungsmanagement (Grundwasserstand, Flutungshöhe)

3.2 Material und Methoden

Zur Prüfung der Frage, inwieweit die Pionierpflanze Rohrkolben überhaupt kultivierbar ist, hat die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) in Zusammenarbeit mit dem Donaumoos-Zweckverband bereits in den Jahren 1994/96 auf einer noch nicht flutbaren Niedermoorwiese im Raum Baiern / Landkreis Neuburg-Schrobenhausen einen ersten produktionstechnischen Vorversuch angelegt. Auf dieser Fläche sind drei quadratische Polder mit je 0,15 Hektar modelliert und eingedeicht worden. Folgende Einflussfaktoren wurden geprüft:

- unterschiedliche Grundwasserstände (-10/ -30/ -50 cm)
- unterschiedliche Beschaffenheit des Oberbodens (mit/ohne Mutterboden)
- unterschiedliche Pflanzdichten (1/3/5 Pflanzen/m²).

Die Ergebnisse dieses Vorversuches zeigten, dass nur bei einem ganzjährig bis nahe an die Bodenoberfläche anstehenden Grundwasser sowie einem Belassen des bearbeiteten Mutterbodens auf der Fläche eine Pflanzdichte von drei Pflanzen/m² ausreicht, um die in der Literatur zitierte optimale Bestandesdichte von 30 Pflanzen/m² zu erzielen (THEUERKORN et al.1991). Wegen Wassermangel erreichte der Biomasse-Trockenertrag auf dieser Versuchsfläche allerdings nur 6,7 t/Hektar. Die Ergebnisse dieses Pilotversuches wurden bereits veröffentlicht (STICKSEL 1995).

Zur Prüfung der Hauptversuchsfrage, mit welchen produktionstechnischen Maßnahmen Rohrkolben auf Wasserretentionsflächen etabliert und dauerhaft kultivierbar ist, wurde Anfang 1998 ein Großversuch mit einer Fläche von insgesamt 2,0 Hektar angelegt. Da bei diesen produktionstechnischen Versuchen vier anbautechnisch unterschiedliche Behandlungen geprüft werden sollten (Pflanzung direkt auf die Niedermoorwiese oder auf bearbeiteten Boden, Aussaatversuche und Artenvergleich) wurde der Gesamtpolder in vier gleichgroße Schläge geteilt. Jede Behandlung umfasste zwei oder vier Behandlungsstufen, wobei jede Behandlungsstufe viermal wiederholt worden ist. Jeder Versuchsschlag erreichte somit 8 oder 16 Parzellen mit einer Größe von jeweils 336 bzw. 168 m² (s. Karte 1 im Anhang). Der Rohrkolbenversuch befindet sich in der Nähe von Neustetten und erstreckt sich entlang des mit Klärwasser belasteten Längenmühlbaches (Fördervolumen von 60 – 80 Liter/Sek.), aus welchem mittels einer Pumpe (Pumpleistung 6 Liter/Sek.) kontinuierlich Wasser in den Polder eingeleitet werden kann. Bei Erreichen des optimalen Wasserstandes

von 20 cm über der Bodenoberfläche wird das überschüssige Wasser abgeleitet (LENZ 1990). Folgende Versuchsfragen wurden untersucht:

- Bestandesetablierung
- Pflanzung auf die Grasnarbe bzw. auf den bearbeiteten modellierten Mutterboden
- Breitsaat auf Torfboden. (Der Mutterboden wurde für die Eindeichung verwendet).
- Artenvergleich (*T. latifolia* bzw. *T. angustifolia*)

Die Pflanzdichte variierte bei allen Teilversuchen in den beiden Stufen 0,5 bzw. 2,0 Pflanzen/m². Das lehmgranulierte Saatgut wurde zunächst aus einem Teig aus Ziegellehm und frisch geernteten Samen hergestellt. Nach dem der Lehmbrei durch einen Fleischwolf passiert worden ist, wurde er getrocknet und in Granulate zerkleinert. Da sich, aufgrund der ständigen Zufuhr von nährstoffreichem Abwasser, die Sämlinge problemlos auch auf Torfboden gut entwickelt haben, konnte somit der Abtrag des Mutterbodens für die notwendige Eindeichung des Polders verwendet werden. Eine Planierung der Flächen ist jedoch vermieden worden. Zum Saatzeitpunkt im Frühjahr 1999 wurde das Wasser im gesamten Polder ausgelassen. Teilflächen überragten die Wasseroberfläche; auf tiefer gelegenen Flächen blieb das Wasser stehen. Die Flutung des Polders auf maximal 20 cm Wasserhöhe erfolgte sukzessive.

Die Durchführung dieses Versuches ist bereits für die Jahre 1996/98 konzipiert worden. Die Fördermittel des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten in Höhe von insgesamt 99.000.—DM konnten jedoch erst für die Jahre 1998/2000 bereit gestellt werden, als die Deutsche Bundesstiftung Umwelt dem Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München (TUM) für ein eigenes Forschungsprojekt zu Rohrkolben Fördermittel in Höhe von 1,9 Millionen DM genehmigt hatte. Zur Nutzung gegenseitiger Synergieeffekte haben sich deshalb die LBP sowie die TUM vertraglich zu einem Forschungsverbund zusammen geschlossen. Die insgesamt drei Versuchsflächen umfassen eine Gesamtpolderfläche von rund 8 Hektar.

Die Elementaranalysen sind in den Labors der LBP durchgeführt worden. Als Aufschlussverfahren für die Boden- und Pflanzenproben kam der Königswasser- bzw. der Mikrowellenaufschluß zur Anwendung.

Für die biometrische Auswertung der Versuchsdaten wurde das Statistikprogramm "Plabstat" (UTZ 1989) verwendet.

Im folgenden Beitrag werden die dreijährigen Versuchsergebnisse des LB-Polders auf der Fläche 1 vorgestellt. Da der Versuch "Artenvergleich" (Schlag 4) wegen Heterogenität des Pflanzgutes nicht ausgewertet werden konnte, beschränken sich die Ergebnisse auf die Schläge 1 – 3, wobei ausschließlich *Typha latifolia* zum Anbau gekommen ist.

3.3 Ergebnisse und Diskussion

3.3.1 Vegetative Merkmale

Bestandesdichte

Rohrkolbenbestände können sich aus Samen oder aus Pflanzensetzlingen entwickeln. Bereits etablierte Bestände rekrutieren sich aus rhizombürtigen Triebknospen der vorjährigen Mutterpflanze.

Bei der Pflanzung von 0,5 Setzlingen pro m² (d.h., eine Pflanze/2m²) wurde über die erstjährige Rhizombildung mit durchschnittlich 15 Pflanzen/m² (gemittelt über Wiese und Acker) ein 30-facher Vermehrungsquotient erreicht (Tabelle 3.1). Mit rund 62 Pflanzen/m² hat sich dieser Bestand im zweiten Jahr vervierfacht und im dritten Jahr mit 102 Pflanzen/m² nochmals verdoppelt.

Tab. 3.1: Entwicklung der Bestandesdichte sowie der Bestandeshöhe von Rohrkolben (*Typha latifolia*) in Abhängigkeit von verschiedenen Anbauverfahren 1998/2000

Etablierungs- verfahren	Boden- beschaffenheit	Jahr	Bestandesdichte (Pfl./m ²)	Bestandeshöhe (cm)
0,5 Pflanzen/m ²	Wiese	1998	16	138
		1999	64	194
		2000	109	224
	Acker	1998	14	124
		1999	61	196
		2000	95	246
2,0 Pflanzen/m ²	Wiese	1998	29	150
		1999	72	201
		2000	109	224
	Acker	1998	38	153
		1999	77	205
		2000	95	246
Breitsaat	Torf	1999	155	130
		2000	165	179

Bei der Pflanzung von 2,0 Setzlingen pro m² wurde über die erstjährige Rhizombildung mit durchschnittlich 33 Pflanzen/m² ein nur 15-facher Vermehrungsquotient erzielt. Diese Bestandesdichte hat sich im zweiten Jahr mit rund 75 Pflanzen pro m² und im dritten Jahr mit 102 Pflanzen pro m² jeweils nur knapp verdoppelt. In den dreijährigen Beständen war allerdings eine Unterscheidung zwischen den Etablierungsverfahren nicht mehr möglich.

Bei der Etablierung von Rohrkolbenständen über das Säverfahren mit Hilfe von lehmgranuliertem Saatgut konnten im ersten Jahr 155 Pflanzen/m² und im zweiten Jahr 165 Pflanzen/m² festgestellt werden. Die Keimung des Saatgutes verlief relativ gleichmäßig. Auf Grund der belassenen Unebenheit des Saatbettes und einer mittleren Flutungshöhe von etwa 5

cm keimten zwar alle fertilen Samen. Keimlinge, die aber tiefer als etwa 5 cm unter der Wasseroberfläche lagen, konnten sich nicht weiterentwickeln und starben ab (vgl. Kapitel 5.3.2). Der zunächst als ein sehr ungleichmäßig und lückenhaft bonitierte Rohrkolbenbestand mit relativ großen und freien Wasserflächen führte allerdings im weiteren Verlauf seiner Entwicklung zu einem ökologisch interessant strukturierten Biotop, der insbesondere für eine Vielzahl unterschiedlicher Wasservögel und Insekten eine besondere Anziehungskraft ausübte.

Mit 100 – 150 Pflanzen/m² im dritten Bestandesjahr wurden somit – unabhängig vom Etablierungsverfahren – drei- bis fünfmal höhere Bestandesdichten nachgewiesen, als in der Literatur angegeben (THEUERKORN 1991).

Ein Einfluß der Bodenbeschaffenheit (mit oder ohne Mutterboden) auf den Vermehrungsquotienten war im Vergleich zu den Ergebnissen des Pilotversuches (STICKSEL 1995) in keinem Jahr statistisch nachweisbar. Diese Ergebnisse lassen sich dadurch erklären, dass der Polder laufend mit nährstoffreichem Wasser befüllt worden ist, wodurch die Pflanzen offensichtlich ausreichend mit den wichtigsten Nährstoffen versorgt worden sind.

Bestandeshöhe

In den gepflanzten Versuchspartellen entwickelten sich die mittleren Bestandeshöhen (Kolbenhöhe) im Verlauf der drei Jahre von 141,2 cm über 199,0 cm auf 235,0 cm. Die engere Pflanzdichte mit 2,0 Pflanzen/m² zeigte nur im ersten Jahr eine signifikant längere Wuchshöhe. Ein Einfluß der Bodenbeschaffenheit auf die Bestandeshöhe war statistisch nicht nachweisbar.

Die wesentlich dichteren Säparzellen mit über 150 Pflanzen/m² erreichten im ersten Versuchsjahr eine mittlere Bestandeshöhe von 130,0 cm; auch im zweiten Versuchsjahr waren sie mit 179,0 cm deutlich kürzer als die gepflanzten Partellen (vgl. Kapitel 5.3.2).

3.3.2 Ertrag

Grünmasseertrag

Auf der Abbildung 3.1 ist die Entwicklung des Grünmasseertrages innerhalb der verschiedenen Behandlungen dargestellt. Mit durchschnittlich 2,92 t/ha im ersten Jahr und 8,86 t/ha Biotrockenmasse im zweiten Jahr (jeweils gemittelt über Wiese und Acker) entwickelten die dichter gepflanzten Partellen in den ersten beiden Jahren erwartungsgemäß signifikant höhere Erträge. Im dritten Bestandesjahr waren mit durchschnittlich 20,15 t/ha ein Einfluß des Etablierungsverfahrens auf die Ertragsbildung nicht mehr feststellbar. Auch die gesäten Partellen erreichten mit 18,89 t/ha ähnlich hohe Biomasseerträge wie die Pflanzvarianten. Mit 22,14 t/ha zeigten die auf bearbeiteten Mutterböden gepflanzten Rohrkolbenbestände signifikant höhere Grünmasseerträge als die direkt auf die Niedermoorwiese gepflanzten oder auf Torfboden gesäten Bestände. Da weder unterschiedliche Bestandesdichten noch Bestandeshöhen einen signifikanten Einfluß auf die höhere Ertragsbildung ausüben konnten, ließen stichprobenartige Messungen des Stängelumfanges erkennen, dass Pflanzen auf bearbeitetem Oberböden einen kräftigeren Wuchs zeigen; möglicherweise hat sich in dem lockereren Bodengefüge auch das Wurzel- und Rhizomsystem kräftiger entwickeln können.

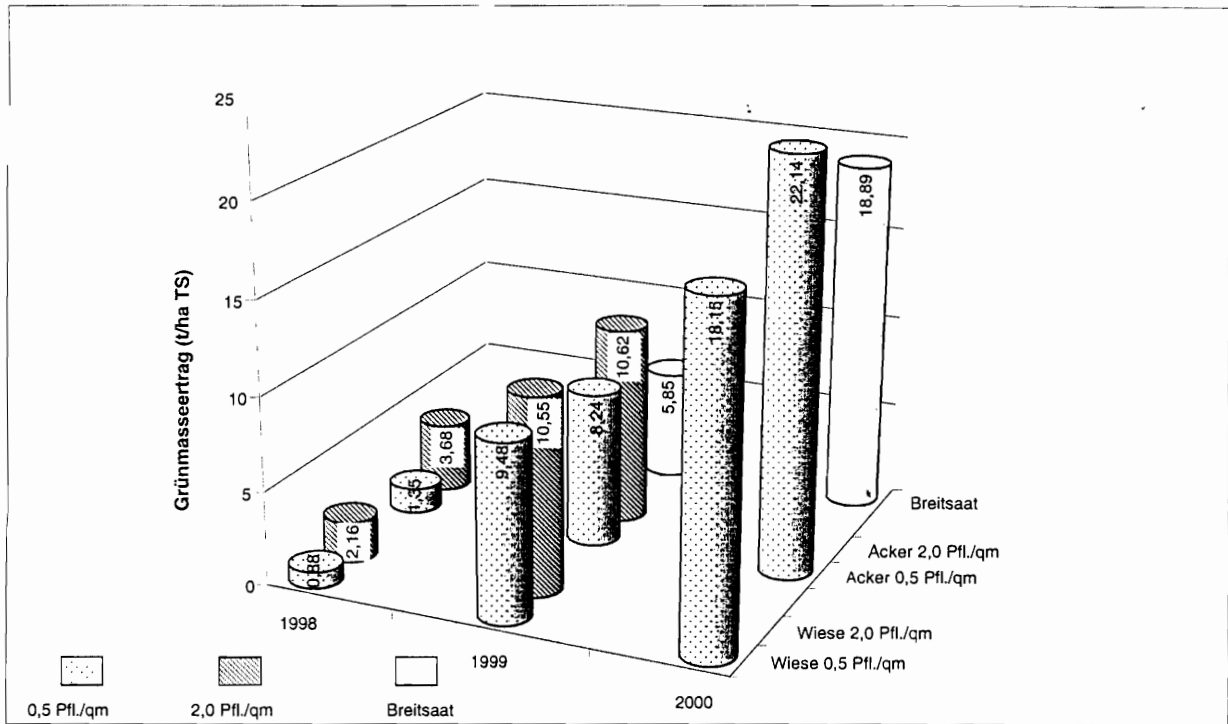
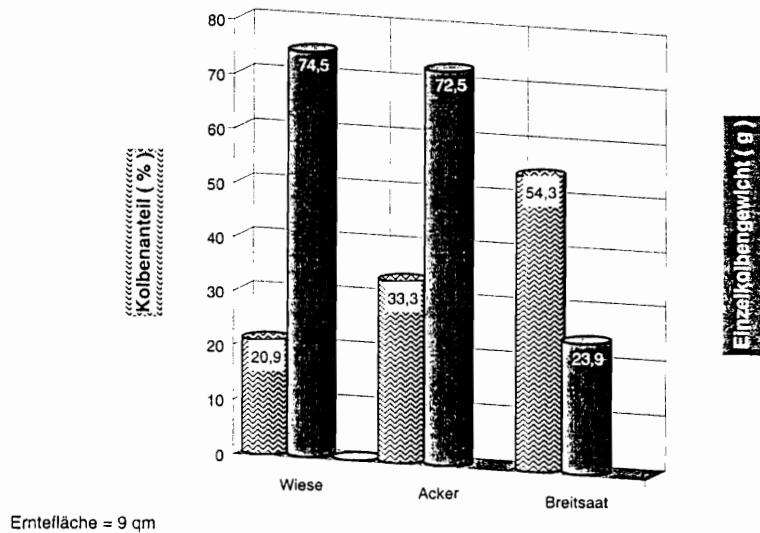


Abb. 3.1: Entwicklung des Grünmasseertrages von Rohrkolben (*Typha latifolia*) in Abhängigkeit verschiedener Anbauverfahren 1998/2000



Anbauverfahren	Gesamtpflanzenzahl	Gesamtkolbengewicht (t/ha TS)
Wiese	981	1,70
Acker	861	2,29
Breitsaat	1490	2,14

Abb. 3.2: Kolbenanteil und Kolbengewicht von Rohrkolben (*Typha latifolia*) in Abhängigkeit verschiedener Anbauverfahren, Aufwuchs 2000

Kolbenertrag

Die Abbildung 3.2 zeigt den Kolbenanteil und das Kolbengewicht innerhalb der Behandlungsvarianten im dritten Versuchsjahr. Von der Wiesenpflanzung (20,9 %) über die Ackerkultur (33,3 %) bis zum Saatverfahren (54,3 %) nahm der prozentuale Anteil von kolbentragenden Pflanzen erheblich zu. Die Einzelkolben erreichten erwartungsgemäß in umgekehrter Reihenfolge die höchsten Gewichte bei Wiesenpflanzung (74,5 g), gefolgt von der Ackerkultur (72,5 g) und der Saatvariante (23,9 g). Das höchste Gesamtkolbengewicht wurde mit 2,29 t/ha auf den Ackerparzellen erzielt; auf Grund der hohen Kolbenzahl folgte mit 2,14 t/ha die Saatvarianten; die Wiesenpflanzungen bildeten mit 1,7 t/ha das Schlusslicht im Kolbenertrag.

Ertragskomponenten

Zur Beurteilung der Ertragsstruktur und der Beziehungen zwischen den Ertragskomponenten, insbesondere im Hinblick auf die Schätzung der Ertragserwartungswerte, wurden in den Jahren 1998/2000 an insgesamt $n = 1060$ Einzelpflanzen die ertragsrelevanten Merkmale bestimmt. Die Tabelle 3.2 zeigt die Mittelwerte und die Korrelationsmatrix zwischen diesen Merkmalen. Besondere Beachtung verdient die relativ enge Beziehung zwischen der Kolbenlänge und dem Biomasseertrag, die bereits in den Untersuchungen des Pilotversuches (MÜNZER 1998) nachgewiesen werden konnte. Die Regressionsgleichung zur Schätzung des Einzelpflanzengewichtes mit Hilfe der beiden Merkmale, Kolben- bzw. Stängellänge, führte zu einem multiplen Korrelationskoeffizient von $R = 0,85^{**}$. Die Pfadkoeffizienten, welche Auskunft über die Bedeutung der beiden Merkmale bezüglich des Ertrages geben, standen in einem Gewichtungungsverhältnis von 2: 3.

Tab. 3.2: Mittelwerte und Korrelationskoeffizienten für die Ertragsmerkmale von Rohrkolben (*Typha latifolia*) 1998/2000

Ertragskomponenten	Mittelwerte	2.	3.	4.	5.	6.
1. Kolbenlänge cm	17,4	.64	.72	.65	.69	.74
2. Stängellänge cm	185,2		.75	.73	.99	.80
3. Kolbengewicht (g)	18,4			.67	.77	.86
4. Stängelgewicht (g)	45,8				.74	.95
5. Pflanzenlänge (cm)	202,6					.81
6. Pflanzengewicht (g)	64,2					

$n = 1060$ Einzelpflanzen; $P_{0,01} = 0,08$

Multiple Regressionsgleichung:

$$y_6 = -20,6692 + 2,0437 x_1 + 0,2660 x_2$$

Pfadkoeffizienten: $x_1 = 0,385$ $x_2 = 0,553$

$R = 0,85^{**}$

3.3.3 Inhaltsstoffe von Biomasse und Boden

Elementaranalysen an repräsentativen Biomasse- und Bodenproben sollten zu Informationen über das Aneignungsvermögen von Rohrkolben bezüglich Nährstoffe und Wirkstoffe führen sowie Auskunft über deren Verbleib im Teichboden geben. In Tabelle 3.3 ist der Makroelement-Gehalt verschiedener Pflanzenorgane von Rohrkolben sowie des Polderbodens bei direkter Pflanzung auf die Niedermoorwiese dargestellt. Die ermittelten Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse sowie im Boden bewegen sich im Bereich landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

In den generativen Pflanzenorganen des Kolbens konnten erwartungsgemäß die höchsten Konzentrationen an Stickstoff, Phosphor und Kalium nachgewiesen werden. Auch im Wurzel- und Rhizomsystem sind relativ hohe Konzentrationen dieser drei Hauptnährstoffen festgestellt worden. Darüber hinaus war auch der Gehalt an Calcium, Magnesium und Schwefel am höchsten. Der Stängelbereich sowie der Boden zeigten, ausgenommen von Calcium, die geringsten Nährstoffkonzentrationen.

Auf bearbeiteter Niedermoorwiese zeigten die Makroelemente ein ähnliches Verteilungsmuster. Die Konzentrationen waren jedoch – insbesondere beim Gesamtstickstoff – deutlich höher (Tabelle 3.3 I).

Bei dem im dritten Bestandesjahr erzielten mittleren Biotrockenmasseertrag von 20 t/ha, d.h. einem Stängeltrug von 18 t/ha und einem Kolbenenertrag von 2 t/ha, wurden somit 116,4 kg/ha Stickstoff, 23,2 kg/ha Phosphor und 113,4 kg/ha Kalium entzogen.

Für die Biomasse des Wurzelbereiches (Wurzeln und Rhizome) von insgesamt 9 Rohrkolbenpflanzen wurde ein mittleres Gewicht von 26,12 g TS ermittelt; dies entspricht einem Gesamtwurzelgewicht von 26,64 t/ha TS. Im Wurzelbereich waren somit weitere 420,9 kg/ha Stickstoff, 102,6 kg/ha Phosphor und rund 207,8 kg/ha Kalium gebunden.

Auch der in der Biomasse von Rohrkolben gebundene Gehalt an den drei Spurenelementen Mangan, Kupfer und Zink sowie an den vier Schwermetallen Blei, Cadmium, Chrom und Nickel bewegte sich im normalen Bereich landwirtschaftlicher Kulturpflanzen (Tabelle 3.3 II). Der unerwartet hohe Mangan Gehalt in der Biomasse sowie im Boden kann nur als Rückstandsprodukt der in Niedermooren praktizierten Manganspritzungen erklärt werden. Relativ höhere Schwermetallgehalte konzentrierten sich auf den Wurzelbereich und besonders den Boden.

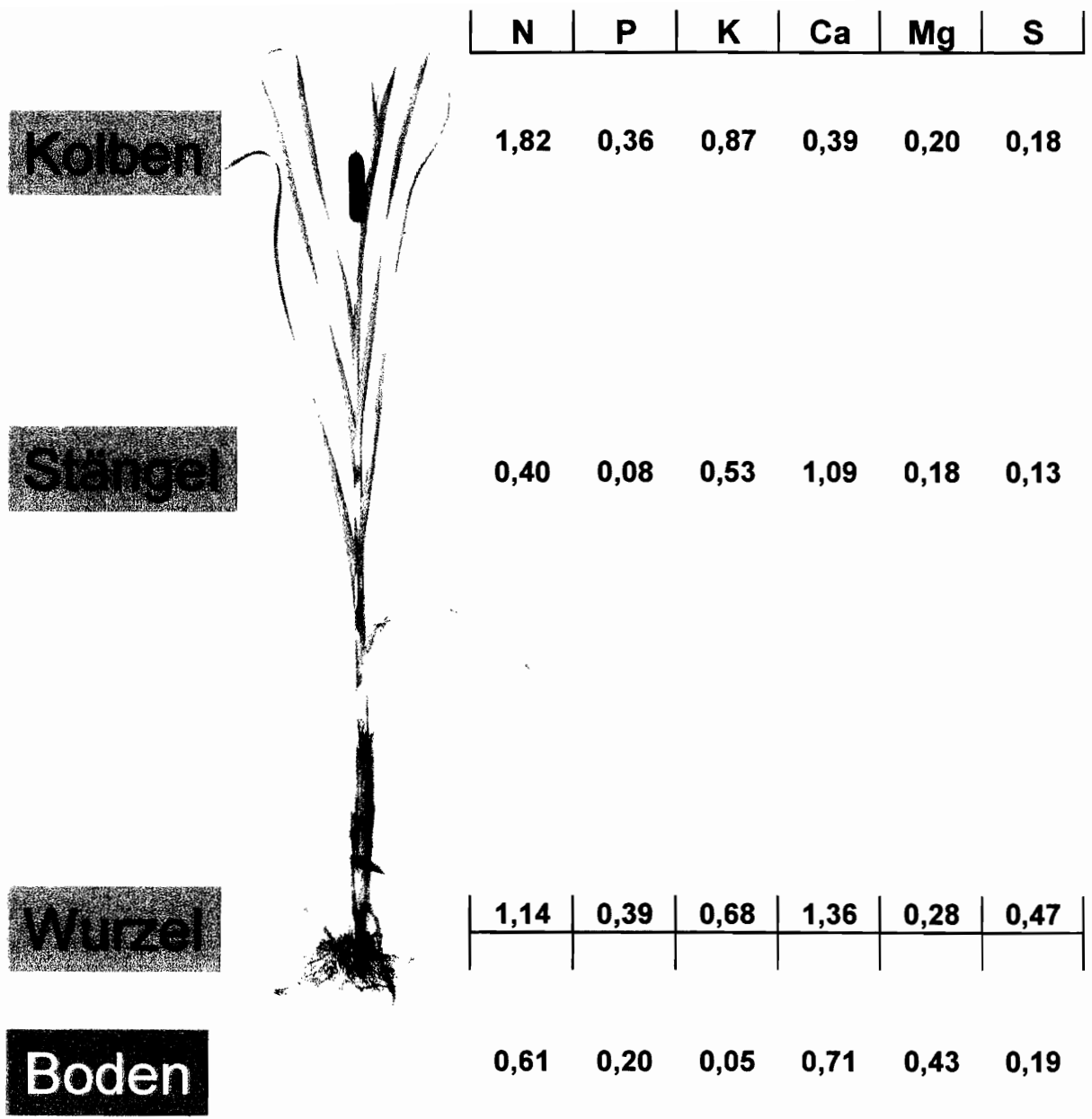


Abbildung 4: Makroelement – Gehalt (%) TS der Pflanzenorgane sowie des Oberbodens eines Rohrkolbenbestandes auf unbearbeiteter Niedermoorwiese

Tab. 3.3 I & II: Mittlerer Makroelement (I) und Mikroelement und Schwermetall (II)-Gehalt verschiedener Pflanzenorgane von Rohrkolben (*Typha latifolia*) sowie des Polderbodens bei Pflanzung auf die unbearbeitete (a) und bearbeitete (b) Niedermoorwiese 1998/2000

I Makroelemente	Probe	Element-Gehalt (% TS)			
		Kolben	Stängel	Wurzel	Boden
Gesamtstickstoff	a	1,82	0,40	1,14	0,61
	b	2,03	0,80	2,02	0,64
Phosphor	a	0,36	0,08	0,39	0,20
	b	0,37	0,10	0,38	0,17
Kalium	a	0,87	0,53	0,68	0,05
	b	0,98	0,66	0,88	0,07
Calcium	a	0,39	1,09	1,36	0,71
	b	0,48	1,42	1,43	0,72
Magnesium	a	0,20	0,18	0,28	0,43
	b	0,21	0,21	0,38	0,41
Schwefel	a	0,18	0,13	0,47	0,19
	b	0,20	0,15	0,51	0,19

Der Gesamtstickstoffgehalt wurde über den Rohproteingehalt nach Kjeldahl (Rp/6,25) bestimmt.

II

Mikroelement, Schwermetall	Probe	Element-Gehalt (mg/kg TS)			
		Kolben	Stängel	Wurzel	Boden
Mangan	a	14	204	134	600
	b	196	282	253	598
Kupfer	a	2,3	2,2	3,7	22,2
	b	5,1	3,7	5,5	18,1
Zink	a	20,0	14,8	41,4	56,9
	b	24,0	17,9	49,6	52,0
Blei	a	1,16	1,40	17,03	49,8
	b	1,11	1,34	16,28	37,8
Cadmium	a	0,02	0,01	0,18	0,42
	b	0,02	0,01	0,20	0,39
Chrom	a	0,71	0,85	7,80	21,1
	b	0,82	0,98	8,96	26,0
Nickel	a	0,62	0,61	3,88	10,3
	b	0,79	0,78	4,95	13,8

3.4 Zusammenfassung

1. Die Pflanzung auf bearbeiteten Niedermoorwiesen war bezüglich Etablierungsaufwand und Bestandsaufbau der direkten Wiesenpflanzung überlegen.
2. Bei der Pflanzung von Rohrkolben ist eine Pflanzdichte von einer Jungpflanze pro Quadratmeter ausreichend.
3. Im dritten Vegetationsjahr nivellierten sich die unterschiedlichen Einflüsse der Bodenbehandlung und der Pflanzdichte auf die Bestandesentwicklung.
4. Für eine praxisgerechte Etablierung von Rohrkolbenbeständen auf künftigen Wasserretentionsflächen erwies sich das Saatverfahren sowohl aus ökonomischen wie auch aus ökologischen Gründen als optimal. Die Einsaat kann sowohl direkt auf Niedermoorwiesen als auch auf bearbeiteten Flächen erfolgen, sofern die Flutung eine Wasserhöhe von ca. 5 cm nicht übersteigt. Die weitere Flutung des Polders auf maximal 40 cm Wasserhöhe sollte sukzessive mit der Bestandesentwicklung erfolgen, wobei jeweils etwa die obere Hälfte der Rohrkolbenblätter die Wasseroberfläche überragt. Eine Planierung der Flächen sollte vermieden werden. Der Nachteil lückiger Bestände durch höhere Wasserstände wird durch ökologische Vorteile mehr als kompensiert. Der besonders interessant strukturierte Biotop von Rohrkolben mit großen und freien Wasserflächen übte auf eine Vielzahl unterschiedlicher Wasservögel und Insekten eine außergewöhnliche Anziehungskraft aus.
5. Der Stängel- und Kolbenanteil erreichte im dritten Bestandesjahr einen Ertrag von 18,1 bzw. 1,7 t/ha TS bei Pflanzung auf Wiese, 22,1 bzw. 2,09 t/ha TS bei Pflanzung auf den bearbeiteten Boden und 18,9 bzw. 2,1 t/ha TS beim Saatverfahren.
6. Ertragstruktur-Analysen belegen, dass der Biomassertrag auch aus der mittleren Stängel- und Kolbenlänge geschätzt werden kann. Der multiple Korrelationskoeffizient erreichte $R = 0,85^{**}$; das Gewichtungsverhältnis der beiden Merkmale lag bei etwa 3: 2.
7. Die im Rohrkolben gespeicherten Konzentrationen an Makro- und Mikronährstoffe sowie der Schwermetallgehalt bewegten sich im üblichen Bereich landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. Bei einem Stängelertrag von 20 t/ha TS und einem Kolbenertrag von 2 t/ha TS wurden mit dem Erntegut 116,4 kg/ha Gesamtstickstoff, 23,2 kg/ha Phosphor und 113,4 kg/ha Kalium dem Polderwasser entzogen.

Literaturverzeichnis

- Bohmalk, C.E. (1971). Differentiation in temperate and tropical zone populations of *Typha* under transplant garden and controlled photoperiod and thermoperiod. Diss. Univ. of Texas, Austin.
- Heissenhuber, A., (1995): Integriertes Entwicklungsprogramm Donaumoos, Machbarkeitsstudie des Lehrstuhles für Wirtschaftslehre des Landbaues der TU München in Freising-Weihenstephan im Auftrag des Bayer. Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten in München
- Kircher, W. (1994). Kulturverfahren für Helophyten zur Verwendung in der Landschaft. Studien zur Wirtschafts- und Organisationslehre, Landespflege, Techn. Uni. Munich, Freising-Weihenstephan 4, 192 p.

- Kümmerlin, R. (1993). Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. In: Ostendorp, W. und Krumscheid-Plankert, P. Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa, p. 217-227.
- Lenz, A. (1990). Verfahren der Feuchtgebietstechnik. Garten und Landschaft, H. 9, p. 39-42.
- Münzer, W., (1998): Cultivating Cat's Tail (*Typha latifolia*, L.), a Crop with High Ecological and Economic Potential, Proc. of the 10th European Conference and Technology Exhibition, Biomass for Energy and Industry, Würzburg, Germany, 8-11, June 1998, P. 395-398.
- Münzer, W., (2001): Anbau von Rohrkolben (*Typha latifolia*, L.), eine ökologisch und ökonomisch interessante Rohrstoffpflanze. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (ISSN 1433-3155), H.1/01, 5.Jg., 2001.
- Sticksel, E., (1995): Pflanzenbauliche Grundlagen für den Anbau von Rohrkolben (*Typha spec. L.*) im Donaumoos, in: Heissenhuber, A., (1995): Integriertes Entwicklungsprogramm Donaumoos, S. 38-51.
- Theuerkorn, W., Reiszky, B., Lenz, A. und Kleyn, K. (1991). Rohrkolben (*Typha spec.*), Selbstdruck.
- Utz, H. F. (1989): Plabstat-A statistical Tool für Pllant Breedings Research, XII EUCARPIA Congress, Feb. 27 – March 4, Göttingen, in: Vorträge für Pflanzenzüchtung, Heft 15-II.

4 Vegetation im LBP-Versuchsbecken (G. Kuhn)

4.1 Einleitung, Methoden

Im Becken 1 (Versuche der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, LBP) wurden von 1998 bis 2000 jährlich vegetationskundliche Daten durch den Aufgabenbereich "Vegetationskunde und Moorökologie" der LBP erhoben. In jeder zweiten Versuchsparzelle wurden alle dort wachsenden höheren Pflanzenarten und ihre Deckungsgrade auf 100m² großen Flächen ermittelt, nach Möglichkeit wurden auch die niederen Pflanzen (Moose, Algen) berücksichtigt. Somit wurden jährlich 20 Vegetationsaufnahmen angefertigt, jeweils Ende August/Anfang September.

Die Daten von 1998 und 1999 wurden bereits im Zwischenbericht vom 1999 zusammengefasst und kommentiert.

Die vollständigen Vegetations-Tabellen finden sich im Daten-Band.

4.2 Ergebnisse

Tab. 4.1 zeigt die in den drei Jahren im Becken 1 gefundenen Pflanzenarten mit ihren jeweiligen Stetigkeiten (Anzahl der Parzellen, in denen die betreffende Art gefunden wurde, maximal 20 Parzellen). Diese Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wiesen, Feuchtwiesen, in Flutmulden, an Flußufern, in Röhrichten und in Gewässern. Dass sich ein solch heterogenes Gemisch einstellte, ist nicht weiter verwunderlich. Wie bei Pionierstandorten üblich, siedeln sich Arten an, die im Diasporenvorrat des Ausgangs-Bodens vorhanden sind (hier: Wiesenarten) oder zufällig in der näheren Umgebung vorhanden sind oder aus weiter entfernten Lebensräumen anfliegen.

Entsprechend dem Charakter der Versuchsflächen (ganzjährig geflutete Röhrichte mit offenen Wasserflächen) verlief die Verschiebung im Artenspektrum während der drei Beobachtungsjahre in die vorgegebene Richtung: Bei den in Ausbreitung begriffenen Arten (oberer Teil der Tabelle 4.1) handelt es sich um solche, die an nasse Verhältnisse angepasst sind, während einige Wiesenarten im Rückgang begriffen sind (*Cardamine pratensis*, *Phleum pratense*, *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*, *Rumex crispus*, *Agropyron repens*, *Alopecurus pratensis*). Auch wenn noch eine große Vielfalt bezüglich der "Lieferbiotope" vorherrscht und auch im Jahr 2000 noch neue Wiesenarten auftraten (*Lysimachia nummularia*, *Pimpinella major*, *Carex hirta*), dürfte der Trend hin zu Arten des Röhrichts anhalten und das Artenspektrum sich weiterhin in diese Richtung verändern.

Im Zwischenbericht von 1999 wurde erläutert, dass in den unverändert gebliebenen Parzellen ohne Bodenabtrag verstärkt Arten der ursprünglich vorhandenen Wiesen (fuchsschwanzreiche Glatthaferwiesen, seggenreiche Feuchtwiesen) siedelten. Dieser Unterschied zu den übrigen Parzellen hatte auch im Jahr 2000 noch Bestand, allerdings in abgeschwächter Form. Gerade diese Wiesenarten unterliegen einem starken Rückgang.

Unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten kann den Vegetationsbeständen keine Bedeutung beigemessen werden.

Tab. 4.1: Stetigkeiten der im LBP-Versuchsbecken in den Jahren 1998 - 2000 gefundenen Pflanzenarten. Die Ziffern in den drei Spalten bezeichnen die Anzahl der Versuchspartzen, in denen die betreffende Art gefunden wurde (max. 20). Die Artenliste ist nicht vollständig, da manche Arten (z.B. Algen) nicht sicher bestimmt werden konnten.

	Pflanzenart	1998	1999	2000	
Zunahme:	Lemna minor	9	20	20	
	Glyceria fluitans	10	14	14	
	Alisma plantago	1	2	8	
	Juncus articulatus	3	8	6	
	Carex acutiformis	3	2	6	
	Phalaris arundinacea	3	1	5	
	Veronica anagallis-aquatica	1	2	4	
	Schoenoplectus lacustris	0	2	1	
	Symphytum officinale	4	3	4	
Abnahme:	Echinochloa crus-galli	9	7	0	
	Polygonum lapathifolium	7	4	0	
	Polygonum aviculare	5	1	0	
	Cardamine pratensis	2	1	0	
	Phleum pratense	2	2	0	
	Lythrum salicaria	1	5	0	
	Agrostis stolonifera	10	9	7	
	Ranunculus repens	9	7	7	
	Rumex crispus	5	6	1	
	Carex gracilis	4	7	2	
	Rorippa palustris	6	5	3	
	Agropyron repens	4	5	2	
	Alopecurus pratensis	4	3	2	
	Chroococcopsis gigantea	4	1	2	
	nicht aussagekräftig:	Calliergonella cuspidata	2	0	5
		Glyceria plicata	1	0	3
		Senecio aquaticus	1	0	0
Polygonum persicaria		1	0	0	
Trifolium repens		1	0	0	
Polygonum amphib. aquaticum		1	0	0	
Epilobium hirsutum		0	1	0	
Drepanocladus polycarpus		0	5	0	
Spirodela polyrhiza		0	3	0	
Amblystegium kochii		0	2	0	
Brachythecium rutabulum		0	0	5	
Stachys palustris		0	0	1	
Lysimachia nummularia		0	0	1	
Carex hirta		0	0	1	
Pimpinella major		0	0	1	

Insgesamt wurden 43 Pflanzen-Arten gefunden. Die Artenzahl ging von 32 im Jahr 1998 auf 27 im Jahr 2000 zurück. Im Jahr 1998 gab es deutliche Unterschiede der gefundenen Artenzahlen in Abhängigkeit von der Parzellenbewirtschaftung (s. Tab. 4.2). Die höchsten Artenzahlen fanden sich in den nicht gepflügten Parzellen ohne Bodenabtrag (13 - 19 Arten), was vermutlich auf den Diasporenvorrat im Boden zurückgeführt werden kann. Die gepflügten Parzellen ohne Bodenabtrag wiesen Artenzahlen von 6 bis 13 auf, die übrigen Parzellen solche von 3 bis 9. Bis zum Jahr 2000 sind diese Unterschiede deutlich geringer geworden: Ehemals "artenreiche" Parzellen wurden artenärmer, ehemals artenarme Parzellen wurden artenreicher, wobei die genannte Reihenfolge jedoch bestehen blieb (Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Pflanzen-Artenzahlen in 20 untersuchten Parzellen in Becken 1 von 1998 bis 2000. Im Kopf der Tabelle finden sich die verschiedenen Behandlungs-Varianten. Mit "locker" bzw. "dicht" wird die Pflanzdichte beschrieben (0,5 bzw. 2,0 Pflanzen/m²). Die Zahlen 803 bis 839 bezeichnen die Parzellen-Nummerierung. Mit '-', '0' und '+' sind die Veränderungen der Artenzahl zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren gekennzeichnet (abnehmend, gleichbleibend, zunehmend). Das erste Zeichen bezieht sich auf die Differenz zwischen 1998 und 1999, das zweite auf die Differenz zwischen 1999 und 2000.

	ohne Bodenabtrag								mit Bodenabtrag, gefräst								mit Bodenabtrag			
	unverändert				gepflügt								Breitsaat							
	locker		dicht		locker		dicht		locker		dicht		locker		dicht		gefräst		Bifänge	
	803	807	804	806	811	815	812	814	821	825	822	826	823	827	824	828	835	838	834	839
1998	19	16	13	13	10	8	13	6	9	4	3	3	4	4	4	3	6	5	4	5
1999	13	12	12	12	6	6	12	2	5	5	3	6	4	9	7	8	9	5	4	14
2000	10	11	11	11	7	6	9	7	4	6	5	7	5	9	7	8	3	9	5	5
Trend	--	--	--	--	+	-0	--	+	--	++	0+	++	0+	+0	+0	+0	+-	0+	0+	+-

Gisbert Kuhn
 Aufgabenbereich "Vegetationskunde und Moorökologie"
 Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau

5 Entwicklung von künstlich angelegten Rohrkolbenbeständen aus populationsökologischer Sicht (Sabine Heinz)

5.1 Einleitung

Als Grundlage für den Anbau von Rohrkolben (*Typha* spp.) wurde die Populationsökologie der Art untersucht, um aus den Ergebnissen Aussagen über die Etablierung und Bestandesentwicklung zu treffen. Neben Untersuchungen zur Nährstoffdynamik und Biomasseentwicklung, wurde die Regenerationsfähigkeit des Bestandes untersucht. Auch die Auswirkungen der Anbauflächen auf die umliegenden Flächen ist für eine Einschätzung des Rohrkolbenanbaus wichtig.

5.2 Methoden

Bestandesentwicklung

Um die Bestandesentwicklung in den Becken zu untersuchen wurden in den verschiedenen Versuchsvarianten in Becken 2 und 3 Untersuchungsflächen von je 4m² eingerichtet (n=5) eingerichtet. Hier wurden die alle Sprosse individuell markiert und monatlich gezählt und gemessen. Alle Sprosse wurden einem Entwicklungsstadium (Tab. 5.1) zugeordnet. In der Vegetationsperiode 2000 wurden diese Untersuchungen um eine monatliche Biomasseprobe von je 25 zufällig ausgewählten Individuen der vier Varianten in Becken 2 (*T. latifolia* heimisch/Ungarn, *T. angustifolia* heimisch/Ungarn) ergänzt.

Tab.5.1: Entwicklungsstadien von *Typha* sp. (verändert nach GATSUK et al. 1980)

Abkürzung	Stadium	Beschreibung
K	Keimling	
1	juvenile	Spitze zusammen gerollt
2	immature	kleine Pflanze mit rundem Querschnitt
3	virginile	Vegetative Pflanze mit ovalem Querschnitt
4	adult	generativ
5	senescent	Blätter vergilbend
6	tot	alle Blätter tot

Etablierung durch Aussaat

In der Aussaatfläche (Becken 1) wurden 36 Untersuchungsquadrate von 1m² Fläche eingerichtet und monatlich Sproßdichte und Zustand (GATSUK 1980, 1. Zwischenbericht, S. 4), sowie Höhe und Vitalität aufgezeichnet. Dazu wurden Wasserstand und Konkurrenzarten notiert.

Diasporenaustrag

Zur Untersuchung des Diasporenaustrages aus dem Rohrkolbenbestand in die umliegenden Flächen wurden im Frühjahr 2000 Proben entlang eines Transektes in Hauptwindrichtung genommen. Im Abstand von 200 m wurden bis zu einem Abstand von 1,4 km jeweils 20 Bodenproben mit Streu und Aufwuchs mit einem 7,5 cm Stechzylinder entnommen. Die Proben wurden in Schalen mit Torfkultursubstrat gesetzt und im Gewächshaus kultiviert. Alle

keimenden *Typha*-Pflanzen wurden gezählt und entfernt. Zum Vergleich wurden Proben in ca. 400 m Entfernung vom künstlichen Rohrkolbenbestand - von diesem aber durch ein Waldstück getrennt - entnommen. Der direkte Beckenrand wurde in kurzen Abständen zusätzlich beprobt.

Nährstoffbedarf

Um den Einfluß der Nährstoffversorgung auf das Wachstum von *Typha latifolia* und *T. angustifolia* zu quantifizieren wurde ein Versuch mit verschiedenen Nährstoffkonzentrationen durchgeführt. Je fünf Jungpflanzen von *T. latifolia* und *T. angustifolia* der Herkünfte aus Ungarn und Deutschland wurden dazu im Gewächshaus in Kunststoffbecken aufgestellt und mit Nährlösung überstaut. Die Ausgangslösung entspricht der Nährlösung nach PENNINGSFELD (1960) und wurde in vier unterschiedlichen Verdünnungsschritten getestet (Verdünnung 0,5, V 0,1, V 0,05, V 0,01). Spurennährstoffe und Eisen wurden in Form des Spurennährstoff-Komplettdüngers „Fertrilon“ zugesetzt. Zusätzlich wurden drei Lösungen mit verändertem Phosphatgehalt bei sonst gleichbleibendem Nährstoffgehalt (V 0,5 Penningsfeld) eingesetzt (Phosphatgehalt verdoppelt P2, P 0,1, P 0,01). Die Nährlösung wurde wöchentlich ausgetauscht und die Pflanzen vermessen (Höhe, Sproßzahl, Vitalität). Zu Beginn und Ende des Versuches wurden ober- und unterirdische Biomasse bestimmt.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

5.3.1 Etablierungsverhalten und Bestandesentwicklung

Etablierung durch Pflanzung

Die Etablierung von Rohrkolben (*Typha* spp.) durch Pflanzung führte innerhalb weniger Monate zum Aufbau eines dichten Bestandes. Von Juli bis September wurden bis zu 10 Tochtersprosse je Pflanze gebildet. Eine hohe Wachstumsrate (10,3) in der Kolonisationsphase ist typisch für Rohrkolbenbestände (GRACE & WETZEL 1981a, 1981b). Eine einzelne Pflanze ist in der Lage eine Fläche von bis zu 40 m² zu besiedeln (FIALA 1978). Später im Jahr verlangsamte sich der Zuwachs (Wachstumsrate 1,1; vgl. DICKERMAN & WETZEL 1985).

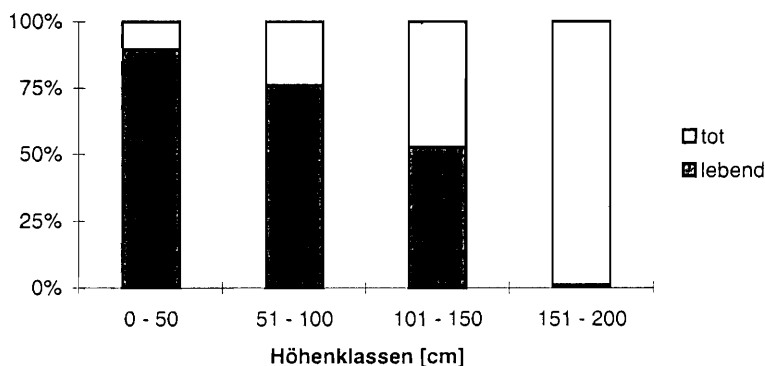


Abb. 5.1: Überwinterung von *Typha latifolia* (heimisch) - 1998/1999

Die Regeneration des Bestandes nach dem ersten Winter erfolgte vor allem durch die Bildung neuer Tochtersprosse. Der Wiederaustrieb vorhandener Sprosse entsprach einem Anteil von ca. 30%. Dabei zeigte sich, daß vor allem im Herbst noch sehr kleine Triebe eine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit haben (Abb. 5.1). Sprosse ab einer Größe von 100 cm haben eine Überlebenswahrscheinlichkeit von unter 50%. Dieses Ergebnis ist auch für die Erntehöhe von Bedeutung.

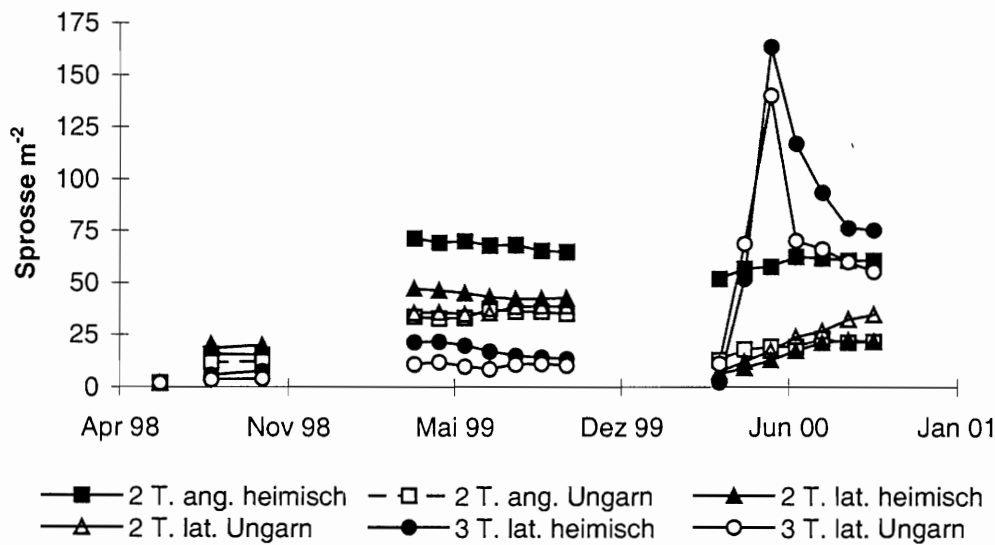


Abb. 5.2: Entwicklung der Sprössdichte in Becken 2 und 3

Die Jahre 1999 und 2000 unterscheiden sich in der Entwicklung der Sprösszahlen deutlich (Abb. 5.2). Während der Bestand im Winter 1998/1999 ungemäht blieb, wurde im folgenden Winter (1999/2000) gemäht. Die Mahd fand erst im März statt und führte zu starken Schäden an den Pflanzen, so daß die Sprösszahl im Frühjahr 2000 deutlich unter der des Vorjahres lag. Im Bereich von *T. angustifolia* (heimisch) entstanden nur geringe Schäden und der Bestand erreichte hier schon im April eine Dichte von 50 Sprosse m^{-2} .

T. latifolia entwickelte in **Becken 2** im Laufe des Jahres fortlaufend neue Triebe, so daß sich die Sprösszahl bis zum Jahresende verdoppelte. Diese Entwicklung wird auch im Vergleich der Populationsstruktur der Jahre 1999 und 2000 deutlich (Abb. 5.3): 1999 wurden ab Juni nur noch wenige neue Triebe gebildet, viele vegetative Triebe bildeten Blütenstände aus (Stadium 4). Blühende Triebe machten im Sommer 40% der Population aus. Die Sprösszahl stagnierte bzw. war leicht rückläufig. Im Jahr 2000 wurden bis September neue Triebe (Stadium 1 und 2) gebildet. Der Anteil generativer Triebe war mit 4% im Jahr 2000 wesentlich geringer.

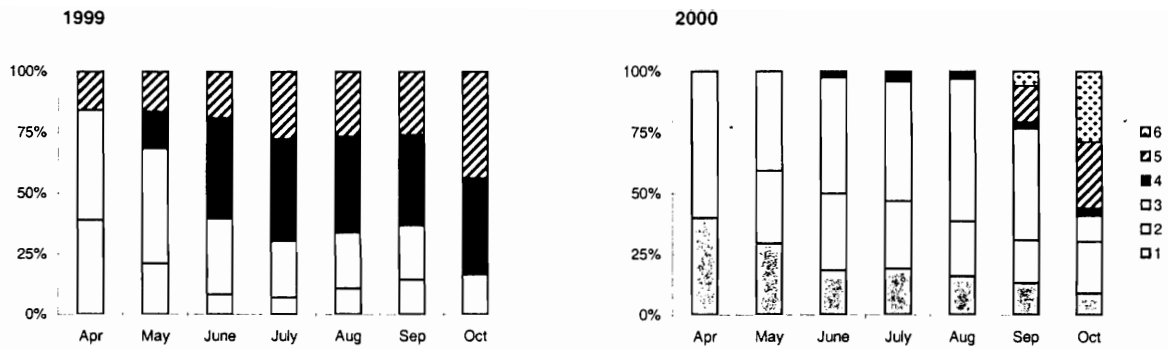


Abb. 5.3: Populationsstruktur von *Typha latifolia* (heimisch) in Becken 2 1999/2000 (Entwicklungsstadien entsprechend Tab. 5.1)

Die Bestandesdichte lag im **Becken 3** bereits im Herbst 1998 deutlich unter der Dichte im Becken 2 (Abb. 5.2). Diese Entwicklung setzte sich 1999 fort. Durch das Absterben zahlreicher Triebe im Sommer 1999 in Folge einer Pilzinfektion entstanden größere Bestandeslücken. Die Sproßzahl ging auf durchschnittlich 14 Triebe m^{-2} (*T.l.* heimisch) zurück (Abb. 5.2).

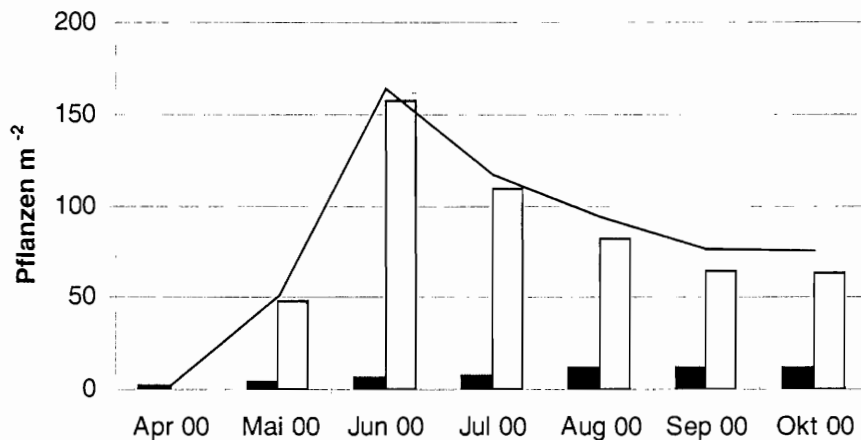


Abb. 5.4: Anteil von Keimlingen (graue Balken) und generativ gebildeten Sprossen (schwarze Balken) am Bestand (durchgezogene Linie) von *Typha latifolia* (heimisch) im Becken 3

Im Frühjahr 2000 besiedelten zahlreiche Keimlinge die offenen Flächen und führten zu Bestandesdichten von 170 Sprosse m^{-2} (Abb. 5.2). Den Anteil der Keimlinge am Bestand verdeutlicht Abb. 5.4. Durch Prozesse der Selbstauslichtung (Selfthinning vgl. SILVERTOWN 1982) ging der Bestand im Sommer (Juni - September) wieder stark zurück, stabilisierte sich aber im Herbst bei 75 Sprossen m^{-2} (*T.l.* heimisch). Die Anzahl der vegetativ gebildeten Sprosse nahm von April (2,4 Sprosse m^{-2}) bis Oktober (12,5 Sprosse m^{-2}) um das 5 Fache zu (Abb. 5.4). Die Bestandeslücken wurden durch die Keimlinge aus dem Bestand von selbst geschlossen.

Vergleich von *Typha latifolia* und *Typha angustifolia*

Die beiden Arten, breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) und schmalblättriger Rohrkolben (*T. angustifolia*), unterscheiden sich deutlich in der Bestandesstruktur. Obwohl beide Arten nahe verwandt sind und eine Kreuzung mit fruchtbaren Nachkommen möglich ist werden unterschiedliche Besiedelungs- und Wachstumsstrategien verfolgt. *T. angustifolia* erreicht eine höhere Bestandesdichte (Abb. 5.2) bildet aber nur wenige generative Sprosse (10% generative Triebe 1999). Die vegetative Wachstumsrate liegt bei *T. angustifolia* bei 4,5, während sie bei *T. latifolia* nur 3,8 erreicht. Die Entwicklung von Blütenständen bei *T. latifolia* beginnt im Mai; *T. angustifolia* blüht nicht vor Juni /Juli. *Typha angustifolia* (330 cm) wird höher als *T. latifolia* (235cm), erreicht aber nur einen Sproßdurchmesser von 2,35 cm (*T. latifolia* 5,2 cm). *T. angustifolia* bildet für die Verarbeitung wichtige lange geschlossene Blattscheiden (120 cm, *T. latifolia* 70 cm). Insgesamt erweist sich *T. angustifolia* für die Rohstoffgewinnung als vorteilhaft, da neben dem hohen Biomasseertrag die Blattmasse zur Weiterverarbeitung besonders geeignet ist. Allerdings werden von *T. angustifolia* nur wenige Samenstände gebildet. Für die Gewinnung der Samenwolle ist deshalb *T. latifolia* besser geeignet.

Einfluß der Nährstoffversorgung auf die Bestandesentwicklung und Dauerhaftigkeit

Die Nährstoffversorgung übt einen wichtigen Einfluß auf die Bestandesentwicklung und die Dauerhaftigkeit des Bestandes aus. Die durch die Reihenschaltung bedingte unterschiedliche Versorgung der beiden Becken (2 & 3) mit Stickstoff und Phosphat könnte einen wesentlichen Faktor darstellen. Der häufig das Wachstum limitierende Nährstoff Phosphat ist im Becken 3 nur in einer Konzentration von 0,09 mg/l enthalten. Im Jahresverlauf liegt das Maximum des Phosphatgehaltes im Winter. In der Vegetationsperiode liegen die Werte zwischen 0,03 und 0,09 mg /l (vgl. Kapitel 6).

Um den Einfluß der Nährstoffversorgung auf das Wachstum genauer zu kennzeichnen wurden im Gewächshaus Containerexperimente durchgeführt. Die vier getesteten Nährstoffkonzentrationen führen zu einer unterschiedlichen Entwicklung der Pflanzen. Geringere Nährstoffkonzentrationen bewirken ein geringeres Höhenwachstum. Die Auswirkungen auf Blatt- und Sproßzahl sind weniger deutlich. Bei *Typha latifolia* (Herkunft Deutschland) gibt es nach sechs Wochen Versuchsdauer signifikante Unterschiede in der Höhe der Pflanzen zwischen den einzelnen Nährstoffbehandlungen (Abb. 5.5).

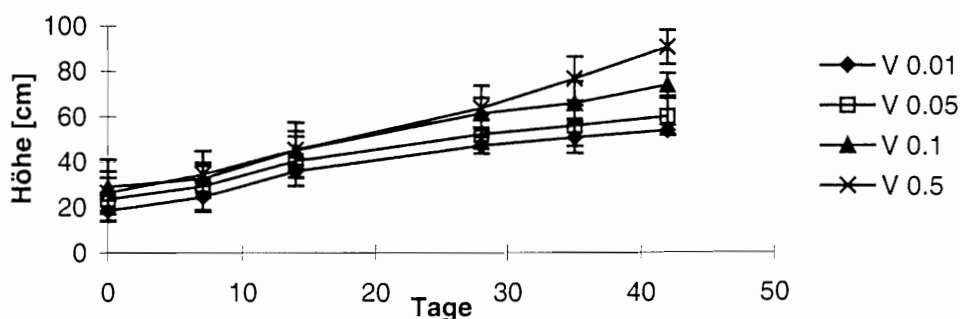


Abb. 5.5: Höhenentwicklung von *Typha latifolia* (Deutschland) bei verschiedenen Nährstoffkonzentrationen

Veränderungen der Phosphatkonzentration führen nicht zu deutlichen Unterschieden in der Höhe der Pflanzen. Auch bei der Biomasseproduktion zeigen die verschiedenen Phosphatkonzentrationen keinen eindeutigen Effekt auf die beiden Rohrkolbenarten bzw. -herkünfte. Mit 0,3 mg/l liegt die Phosphatkonzentration in der Variante P 0,01 jedoch deutlich über den Konzentrationen im Freiland.

Die verschiedenen Nährstoffkonzentrationen zeigen einen deutlichen Einfluß auf die Biomasseproduktion (Abb. 5.6). Für die beiden Herkünfte von *Typha latifolia* zeigt sich bei Zunahme der Nährstoffkonzentration eine Zunahme der Produktivität. Bei *Typha angustifolia* zeigt sich ein Höherer Wert bei einer Konzentration von 0,05; allerdings weisen diese Werte auch eine große Standartabweichung auf, so daß der Unterschied zur höheren und niedrigeren Nährstoffkonzentration nicht signifikant ist. Insgesamt zeigt sich aber auch bei *T. angustifolia* der Trend einer Biomassezunahme mit der Steigerung der Nährstoffkonzentration.

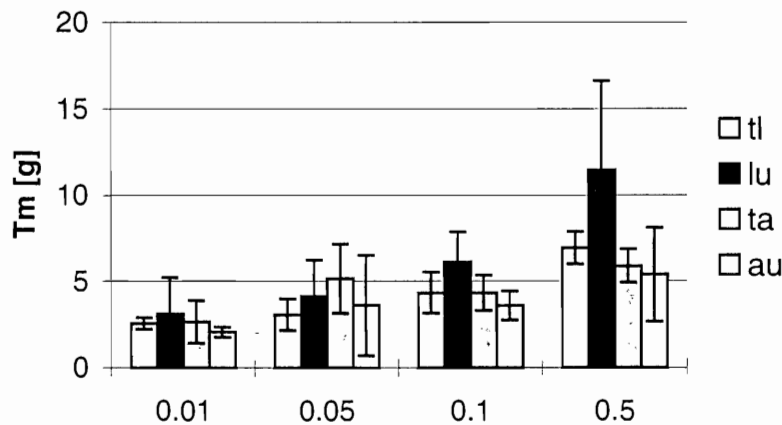


Abb. 5.6: Biomasseproduktion der verschiedenen Rohrkolbenarten bzw. -herkünfte in Abhängigkeit von der Nährstoffkonzentration (tl – *Typha latifolia* heimisch, lu – *T. latifolia* Ungarn, ta – *T. angustifolia* heimisch, au – *T. angustifolia* Ungarn)

5.3.2 Etablierung durch Aussaat

Keimverhalten

Ein Keimversuch bei verschiedenen Temperaturbedingungen (5/15°C, 10/25°C, 20/30°C, konst. 25°C) zeigte, daß eine Wechseltemperatur von 10/25°C (nachts/tagsüber) besonders günstig für die Keimung ist. Unter diesen Bedingungen erreichte *Typha latifolia* (heimisch) eine Keimrate von 90% und *T. angustifolia* (heimisch) eine Keimrate von 21%. Vergleicht man die gewählten Temperaturen mit den Klimaverhältnissen im Donaumoos ergibt sich die Zeit von Juni bis August als günstigster Aussaattermin. Ein weiterer Keimtest bei verschiedenen Wasserständen ergab für alle getesteten Samen die höchste Keimrate bei höheren Wasserständen (Ws 2&3). Für die Etablierung durch Aussaat sollte also der Frühsommer/Sommer gewählt werden und feuchte bis leicht überstaute Bedingungen geschaffen werden.

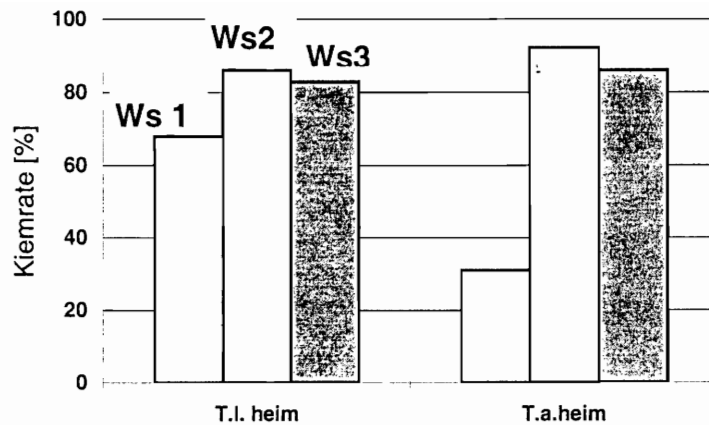


Abb. 5.7: Keimrate von *Typha latifolia* und *T. angustifolia* bei 10/25°C bei drei verschiedenen Wasserständen (Ws 1 feucht, Ws 2: Wasser bis zur Substrat Oberkante, Ws 3 : 5 cm Überstau)

Entwicklung des gesäten Bestandes

Nach der Aussaat im Mai 1999 entwickelte sich auf der Fläche 1 ein sehr ungleichmäßiger Bestand. Waren die Keimlinge zunächst noch über die gesamte Fläche verteilt, wenn auch in unterschiedlichen Dichten, bildeten sich innerhalb der ersten Monate einerseits dichte Bestände mit über 100 Keimlingen/m² aber auch große Lücken heraus. Eine Erklärung für das Verteilungsmuster bieten leicht unterschiedliche Wasserstände (Abb. 5.8).

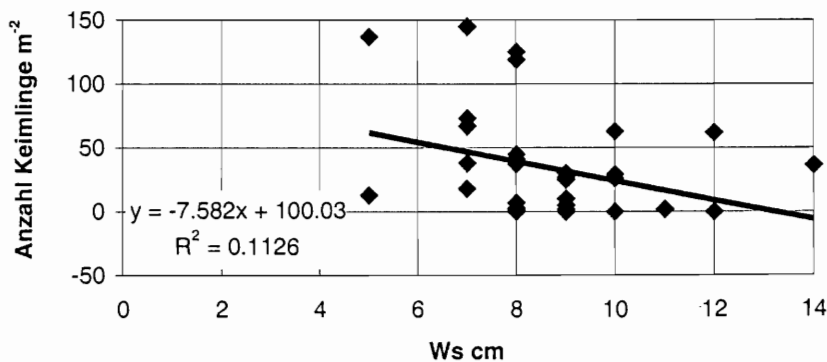


Abb. 5.8: Anzahl Keimlinge im Juni 1999 dargestellt über dem Wasserstand

Die Anzahl der Keimlinge nimmt mit steigendem Wasserstand ab. Ein anderer Einflußfaktor mag die Bedeckung der Wasseroberfläche mit Algenmatten sein, die die Keimlinge unter Wasser stark schattierten und damit das weitere Wachstum behindern (Abb. 5.9).

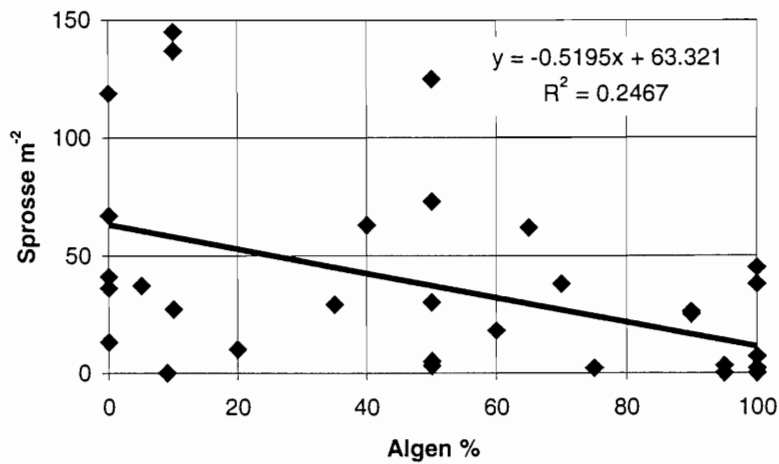


Abb. 5.9: Anzahl Keimlinge im Juni 1999 dargestellt über der prozentualen Bedeckung der Wasserfläche mit Algen

Nach einer deutlichen Abnahme der Sproßzahl bis Juli 1999, stabilisierte sich die Anzahl bei ca. 25 Sprossen/m² (Abb. 5.10). Dieser Absterbevorgang markiert den Übergang des Bestandes von der Keimlings-Phase (im Juni 70% Keimlinge, 23% juvenile Sprosse), zur juvenilen Phase (im Juli 43% Keimlinge, 49% juvenile Sprosse).

Vergleich: Etablierung durch Saat und durch Pflanzung

Der Vergleich der beiden Etablierungsmethoden macht Unterschiede in der Bestandesentwicklung deutlich. Die durchschnittliche Bestandesdichte der gesäten Bestände bleibt weit hinter der Dichte im gepflanzten Bestand zurück (Abb. 5.10).

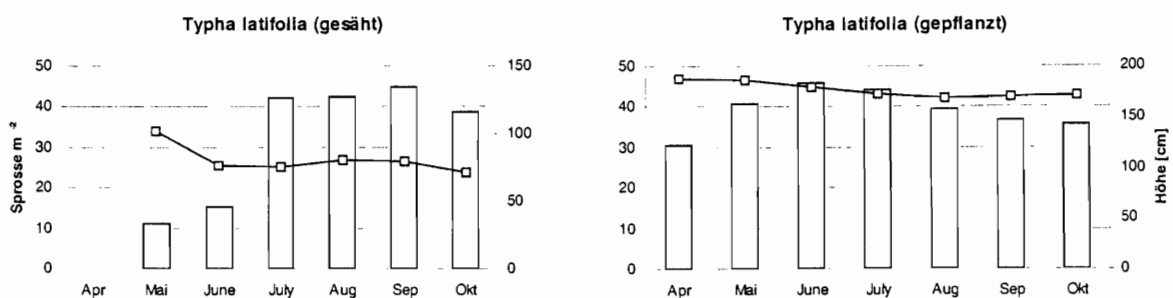


Abb. 5.10: Entwicklung von Sproßzahl (Linie) und Sproßhöhe (Säulen) von *Typha latifolia* auf der Ansaatfläche und im Becken 2

Die Bestandeshöhe der Ansaatfläche nahm im Juli deutlich zu. Der gepflanzte Bestand erreichte 1999 seinen Höchststand von durchschnittlich 180 cm bereits im Juni. Im ersten Jahr blieb der ausgesäte Bestand mit einer durchschnittlichen Sproßzahl von 25 Sprossen/m² - bedingt durch die großen Bestandeslücken - und einer Höhe von durchschnittlich 128 cm

deutlich hinter den Ergebnissen des gepflanzten Bestandes zurück. Nur einzelne Sprosse erreichten das generative Stadium und die Besiedlung der Lücken durch Rhizomausläufer verlief nur sehr langsam.

5.3.3 Diasporenaustrag

Die Anzahl der in Hauptwindrichtung in die Umgebung eingetragenen *Typha*-Samen nimmt mit zunehmenden Abstand sehr schnell ab (Abb. 5.11). Nur am direkten Beckenrand bis zu einem Abstand von 6,4 m finden sich größere Diasporenmengen. Bereits in 200 m Entfernung finden sich nur noch ca. 20 keimfähige Diasporen/m² von *Typha*. Im Verhältnis zu den Millionen gebildeter (KRATTINGER 1978) und ausgebreiteter Samen der Rohrkolbenflächen, werden in der Umgebung nur wenige Diasporen angereichert. Die in 800 m Entfernung gefundenen 22 Diasporen m⁻² könnten mit einer besonders feuchten Stelle in den umgebenen Wiesen zusammenhängen, wo die Samen festgehalten werden und nicht sekundär ausgebreitet werden können. Insgesamt scheint von der Fläche keine Bedrohung für umliegende Flächen auszugehen.

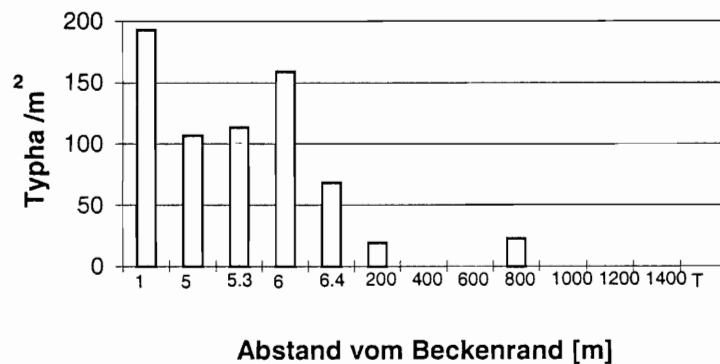


Abb. 5.11: Anzahl keimfähiger Rohrkolbensamen in verschiedenen Abständen vom Beckenrand

5.3.4 Ertrag

Seit der Anlage der Flächen zeigt sich ein ständiger Zuwachs der erntbaren Biomasse im Winter (Abb. 5.12). Die höchsten Erträge erzielt *Typha angustifolia* heimisch und *T. latifolia* aus Ungarn. Die Ernte im Winter 99/00 erfolgte erst sehr spät, so daß ein Sturm zuvor die Sprosse geknickt hatte. Der Ertrag blieb deshalb unter dem Wert von Winter 00/01 zurück. Im Becken 3 (T.l. d 0,2m) wird stets auf Grund der niedrigen Sproßdichte der Pflanzen der geringste Ertrag erzielt. Ursache dafür ist vermutlich die unzureichende Nährstoffversorgung im Becken 3. Ertragseinbußen im Sommer 2000 bei *Typha latifolia* in Becken 2 (T.l. d 0,4m) können auf teilweise sehr geringe Sproßdichten zurückgeführt werden. Diese wurden durch die Beschädigung des Rhizoms bei der Ernte verursacht. Bis zum Winter 2001 konnten diese Lücken aber zum großen Teil wieder aufgefüllt werden (Abb. 5.2), so daß es zu einer Ertragssteigerung im Vergleich zum Vorjahr kam.

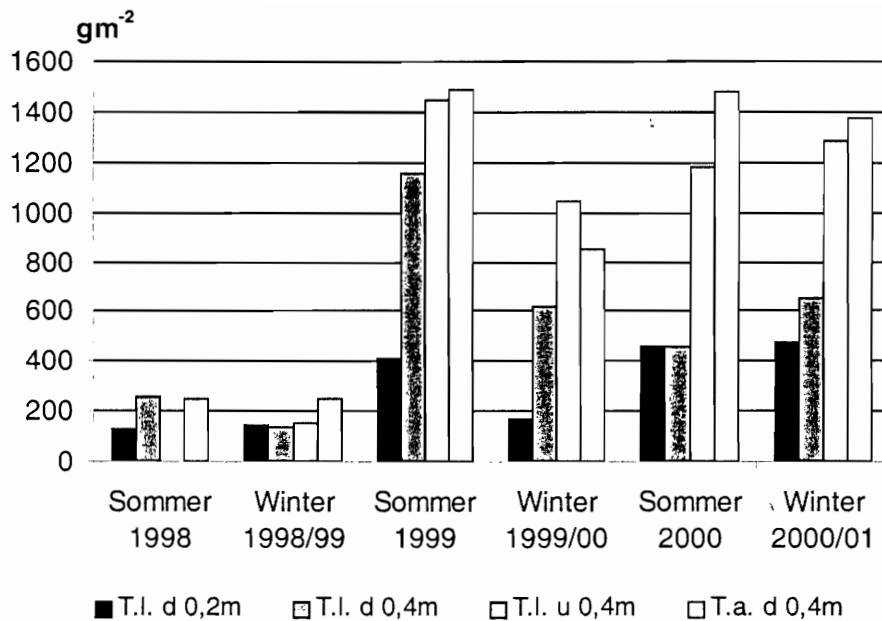


Abb. 5.12: Entwicklung des Biomasseertrages von *Typha latifolia* (T.l.) und *T. angustifolia* (T.a.) in Becken 2 (0,4 m) und Becken 3 (0,2 m)

Die Umrechnung der Inhaltsstoffanalyse auf die geerntete Biomasse zeigt, daß in Becken 2 40 kg Stickstoff und 12 kg Phosphat je Hektar aus der Fläche entfernt werden.

Die im Winter 2000/2001 durchgeführte Beprobung der unterirdischen Biomasse ergab für *Typha latifolia* und *T. angustifolia* im 3. Bestandesjahr jeweils 33 t unterirdische Biomasse je Hektar.

Auswirkungen der Ernte

Die Ernte in den verschiedenen Schnitthöhen - gesamte oberirdische Biomasse, in Höhe des Wasserspiegels, 5 cm oberhalb des Wasserspiegels - erbrachte in Bezug auf die erntbare Biomasse je Quadratmeter kein einheitliches Bild (Abb. 5.13 a). Signifikante Unterschiede ergeben sich nur in Becken 3 bei *T. latifolia* (Deutschland) zwischen den verschiedenen Schnittvarianten. Insgesamt ist der Biomasseertrag gering, da viele Pflanzen abgeknickt waren und ein großer Teil der im Sommer 1998 produzierten Biomasse nicht mehr erntbar war. Auch fällt die große Variabilität zwischen den einzelnen Stichproben auf, die sich in einer großen Standardabweichung widerspiegelt.

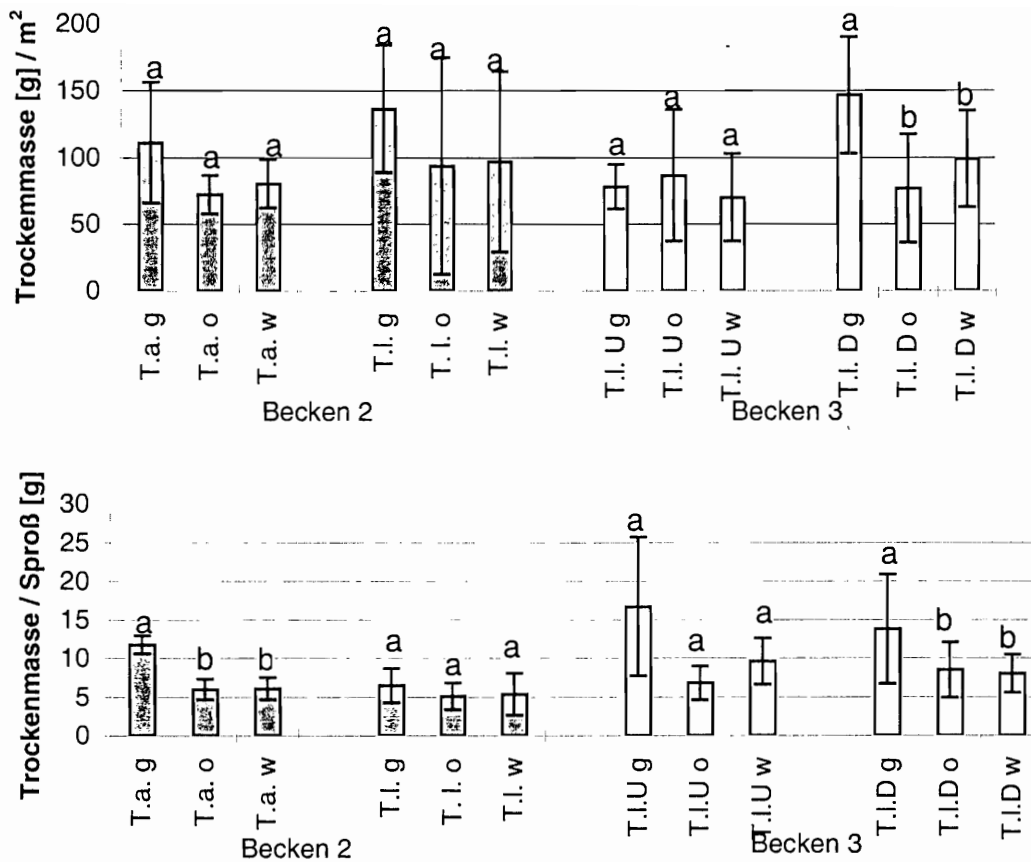


Abb. 5.13: a) Trockenmasse in g pro m² im Winter 1998/99,
 b) Trockenmasse in g je Sproß im Winter 1998/99

T. a. - *Typha angustifolia*, T.l. - *Typha latifolia*, D bzw. U - Herkunft Deutschland bzw. Ungarn, Schnittvarianten: g- Schnitt an der Bodenoberfläche, o - Schnitt 5 cm oberhalb des Wasserspiegels, w - Schnitt in Höhe des Wasserspiegels

Bezieht man die Trockenmasse auf die Anzahl der geernteten Sprosse (Abb. 5.13 b), zeigt sich, daß, wie erwartet, der größte Ertrag bei einer Ernte direkt an der Bodenoberfläche zu erzielen ist. Die beiden anderen Schnitthöhen zeigen in keinem Fall einen signifikanten Unterschied.

In der Auswirkung des Schnittes auf das Sproßwachstum in der folgenden Vegetationsperiode unterscheiden sich die Varianten jedoch deutlich (Abb. 5.14). Bei einer Ernte direkt an der Bodenoberfläche ergeben sich allgemein geringere Sproßzahlen bei der Messung Ende Mai im Bezug auf die unbehandelten Quadrate. Für *T. latifolia* (Deutschland) ist dieser Unterschied auch jeweils signifikant. Die verschiedenen Schnitthöhen haben dagegen keinen Einfluß auf die Entwicklung der Sproßzahlen. Das Eindringen von Wasser in die abgeschnittene Schäfte zeigt entgegen den Angaben von SALE & WETZEL (1983) keine negativen Wirkungen auf die weitere Entwicklung des Rhizoms. Bei *T. angustifolia* übertreffen die Sproßdichten auf den geschnittenen Flächen sogar die Anzahl auf der nicht beernteten Fläche.

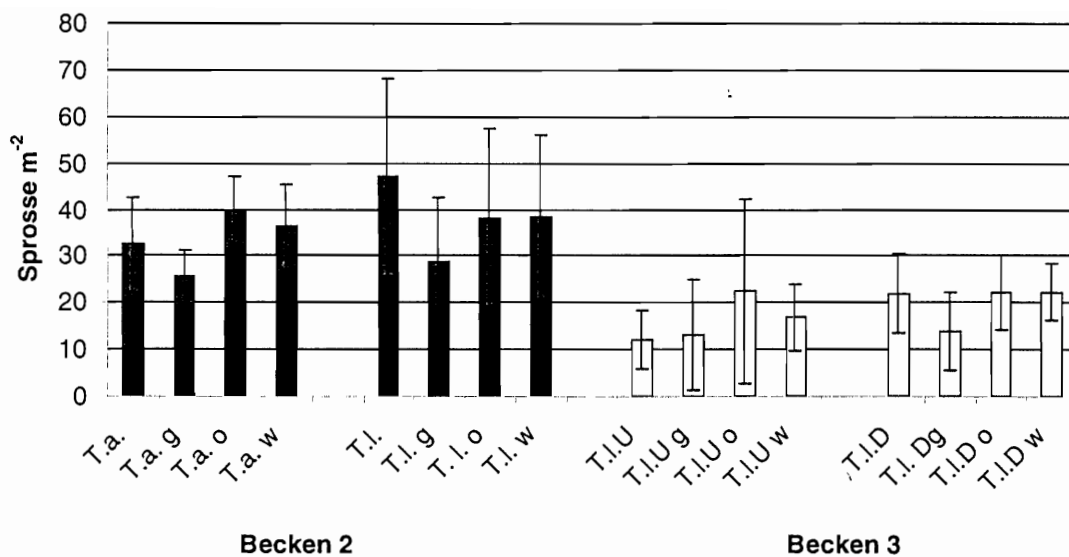


Abb. 5.14: Sprossdichte pro m² Ende Mai 1999 - Vergleich der ungemähten Variante (z.B. T.a.) mit den verschiedenen Schnittvarianten (Abkürzungen vgl. Abb. 5.13)

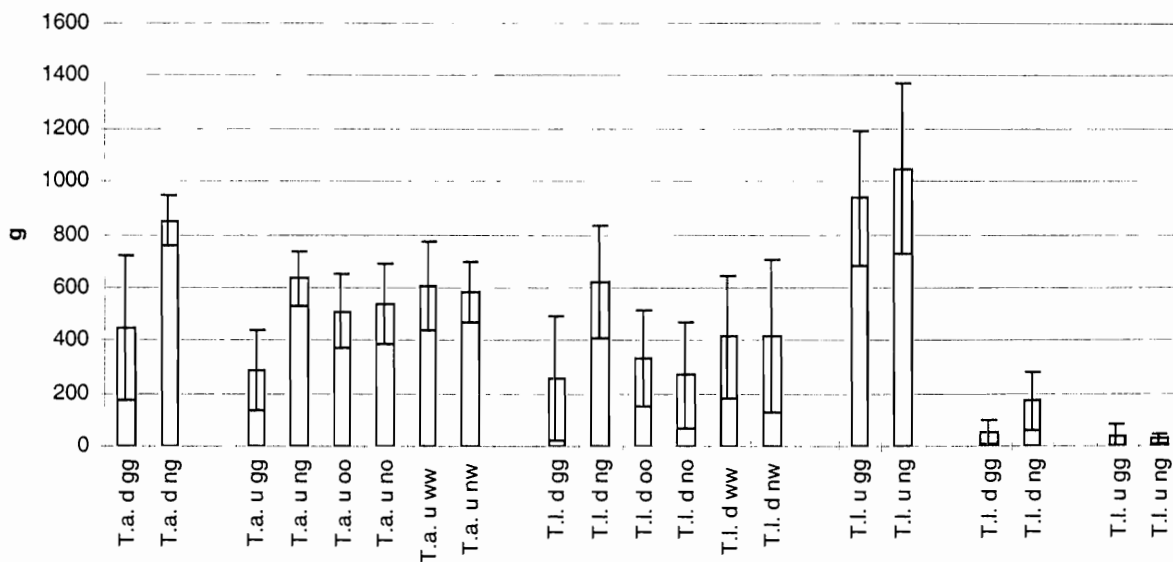


Abb. 5.15: Trockenmasse in g/m² im Winter 1999/2000 - Vergleich der zum zweiten mal gemähten Flächen mit erstmals gemähten (Abkürzungen vgl. Abb. 5.13, erster Buchstabe steht für Behandlung im Winter 1998/99, zweiter für Behandlung im Winter 1999/00, n - ohne Behandlung)

Die Wiederholung der Ernte im Winter 99/00 zeigte für alle Varianten in Becken 2 eine Zunahme der Erntemenge (vgl. Abb. 5.12). Die wiederholte Ernte der gesamten oberirdischen Biomasse (gg) führt zum geringsten Ertrag (Abb. 5.15). Eine Ernte direkt an der Bodenoberfläche kann langfristig zu Ertragseinbussen führen. Bei den Schnitten in Höhe des Wasserspiegels oder kurz darüber unterscheidet sich die Erntemenge der zum zweitenmal geernteten (oo bzw. ww) bzw. erstmals geernteten (no bzw. nw) Flächen nur geringfügig, wie das Beispiel von *Typha angustifolia* (Ungarn) und *T. latifolia* (heimisch, Abb. 5.15) zeigt. Auf

der Grundlage dieser Ergebnisse ist ein Schnitt ca. 20 cm über dem Boden für die Ernte zu empfehlen, da hier bei jährlich wiederholter Ernte die höchsten Erträge erzielt werden können.

5.4 Zusammenfassung

Künstliche Rohrkolbenbestände können sowohl durch Pflanzung als auch durch Aussaat etabliert werden. Die Etablierung durch Pflanzung bietet eine sehr sichere und schnelle, allerdings auch kostenintensive Methode der Bestandesgründung. Auf Grund des schnellen Wachstums sind auch Pflanzdichten von weniger als 2 Pflanzen m⁻² möglich (z.B. 0,5 oder 0,25 Pflanzen m⁻²). Für die Etablierung durch Aussaat bieten sich die Monate Juni und Juli auf Grund der günstigen Temperaturen an. Kritisch ist die erste Zeit der Keimlingsentwicklung, in der ein gleichmäßig niedriger Wasserstand von wenigen cm erforderlich ist. Durch Geländeunebenheiten und höhere Wasserstände können Bestandeslücken entstehen. Für die Bestandesentwicklung ist zudem eine ausreichende Nährstoffversorgung wichtig. Die Ernte sollte im Winter bei gefrorenem Boden durchgeführt werden, um Schäden am Boden und an den Pflanzen zu vermeiden. Eine Schnitthöhe von 10-20 cm verschont bereits gebildete junge Sprosse, die im Frühjahr für einen schnellen Bestandaufbau sorgen. Langsames Anheben des Wasserstandes im Frühjahr ermöglicht es Keimlingen Bestandeslücken zu füllen. Jährlich wiederholtes Ernten führt zu keiner Verminderung der Erntemenge. Im Vergleich zeigt *Typha angustifolia* durch höhere Bestandesdichte, lange geschlossene Blattscheiden, eine große Höhe und einen hohen Biomasseertrag günstigere Eigenschaften für die Verarbeitung zu Dämmstoffplatten als *Typha latifolia*. Für die Gewinnung von Samenhaaren eignet sich jedoch letztere besser, da ein höherer Anteil generativer Triebe gebildet wird.

Literatur

- DICKERMAN, J. A. & WETZEL, R.G. (1985): Clonal Growth in *Typha latifolia*: Population Dynamics and Demography of the Ramets. *Journal of Ecology* 73: 535 -552.
- FIALA, K. (1971): Seasonal changes in the growth of clones of *Typha latifolia* L. in natural conditions. *Folia Geobot. Phytotax.*, Praha 6: 255 - 270.
- FIALA, K. (1978); Underground organs of *Typha angustifolia* and *Typha latifolia*, their growth, propagation and production, *Acta Sc. Nat. Brno*, 12 (8): 1- 43.
- GATSUK, L.E., SMIRNOVA, O.V., VORONTZOVA, L.I., ZAUGOLNOVA, L.B. & ZKUKOVA, L.A. (1980): Age states of plants of various growth forms: a review. *Journal of Ecology* 68: 675-696.
- GRACE, J. B. & WETZEL; R. G. (1981a): Phenotypic and genotypic components of growth and reproduction in *Typha latifolia*: experimental studies in marshes of differing successional maturity. *Ecology* 62 (3): 789-801.
- GRACE, J. B. & WETZEL; R. G. (1981b): Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *The American Naturalist* 118 (4): 463-474.
- GRACE, J. B. & WETZEL; R. G. (1982): Niche differentiation between two rhizomatous plant species: *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Can. J. Bot.* 60: 46-57.

- GRACE, J.B. (1989): Effects of Water Depth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*. Amer. J. Bot. **76** (5): 762 - 768.
- KRATTINGER, K. (1978): Biosystematische Untersuchungen innerhalb der Gattung *Typha* L., Inaugural-Dissertation, Juris Druck+Verlag.
- SALE, P.J.M. & WETZEL, R.G. (1983): Growth and metabolism of *Typha* species in relation to cutting treatments. Aquatic botany **15**:. 321 - 334.
- SIVERTOWN, J. W. (1982): Introduction to plant population ecology - Longman, London, New York.

6 Wassermanagement, Wassermengenbilanz und Nährstoffrückhaltefunktion wiedervernässter Niedermoorflächen (A. Lenz)

6.1 Einleitung/Projektziel

Ziel des Teilprojektes "Planung/Wasserreinigung/Wasserretention ist die Quantifizierung der Reduktionsleistung von flach eingestauten Feuchtflächen unter besonderer Berücksichtigung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Darauf aufbauend sollen Bemessungsansätze für die Nutzungskombination von Rohrkolbenanbau, Wasserreinigung, Wasserretention und Moorerhaltung abgeleitet werden.

6.2 Material und Methoden

Messprogramm/Messeinrichtungen

Für die Messung von Wassermenge und -qualität wurden 5 Messstellen (M1 bis M5) eingerichtet, sodass jeweils Zu- und Ablauf untersucht werden konnten. Kontinuierlich gemessen wurden die Zu- und Ablaufmenge über induktive Durchflussmessung (IDM), sowie pH, Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt über Sonden mit Messintervallen von 10 Minuten. Im dreiwöchigen Turnus wurden an 3 Tagen jeweils 3 zeitproportionale 24-Stunden-Mischproben untersucht und zwar bezüglich folgender Parameter: TOC, PO₄-P, Ges.-P, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, TKN, absetzbare Stoffe.

Damit wurde für Stickstoff und Phosphor eine Bilanzierung mit Frachtenrechnung möglich und der Verbleib dieser Nährstoffe nachvollziehbar. TOC diente der Kontrolle der organischen Belastung.

Kampagnenweise wurden der BSB₅ und Kalium an allen Messstellen ermittelt.

Eine kontinuierliche BSB-Bestimmung erwies sich aufgrund der Belastung von meist unter 3 mg/l als nicht sinnvoll. Daher wurden viermal pro Jahr immer zum Jahreszeitenwechsel, wenn noch am ehesten Änderungen der organischen Frachten zu erwarten waren, Proben gezogen.

Parallel zu den BSB-Untersuchungen wurden die Kaliumgehalte der Wasserproben gemessen, da Kalium bei der Nährstoffversorgung der Rohrkolbenpflanzen eine wichtige Rolle spielt.

Ab Herbst 99 wurde auf die Analyse von Nitrit-N verzichtet, da die Werte ständig unter 0,05 mg/l lagen und auch sehr konstant auf diesem niedrigen Niveau verharrten. So waren sie weder für die Frachtenbilanz noch für die Wasserqualität von Bedeutung.

Die Konzentration der absetzbaren Stoffe lag im Regelfall unter der Erfassungsgrenze und wird daher im Folgenden nicht weiter behandelt.

6.3 Messergebnisse/Frachtenrechnung

6.3.1 Wassermenge

Es war geplant, kontinuierlich die Versuchsfläche 1 mit 6 l/s und die Fläche 2 mit 10 l/s zu beschicken.

Bei der Fläche 1 wurde dies mit Ausnahme der Periode April bis Mai 99 weitgehend eingehalten. Diese Unterbrechung war für die Durchführung eines Aussaatversuches erforderlich. Eine weitere Unterbrechung ergab sich von Januar bis März 2000, um die Ernte des Rohrkolbenmaterials zu ermöglichen.

Die Versuchsfläche 2 konnte aufgrund der zu geringen Wasserführung im Graben 242 während des Hochsommers und Herbstes zeitweise nur mit geringeren Wassermengen - als geplant war - beschickt werden.

Tab. 6.1: Beaufschlagung der Versuchsflächen 1 bis 3

	1. Versuchsjahr Juni 98 - 30.06.99	2. Versuchsjahr 01.07.99 - 30.06.00
Fläche 1	10,9 m/a = 30 mm/d	10,0 m/a = 27 mm/d
Fläche 2	13,1 m/a = 36 mm/d	13,3 m/a = 36 mm/d
Fläche 3	9,2 m/a = 25 mm/d	9,7 m/a = 27 mm/d

Bis zum 6. Dezember 2000 wurde die Wasserzufuhr im ähnlichen Umfang kontinuierlich fortgesetzt, sodass die Gesamtbeschickungszeit bei 2,5 Jahren lag.

Im Mai 2000 wurde unter Leitung des Institutes für Wasserchemie der TU München ein Tracerversuch zur Bestimmung der Aufenthaltszeit und räumlichen Verteilung des Wasserflusses in den 3 Versuchsflächen durchgeführt. Ziel war die Ermittlung der räumlichen Verteilung des Wasserzuflusses in Abhängigkeit von verschiedenen Wasserverteilungssystemen, Wasserstandshöhen und Beckenformen. Als Tracer wurde NaBr benutzt. Die Proben wurden in 5 - 10 cm Wassertiefe an Stellen entnommen, die in einem Raster mit 50 m Seitenlänge in den Flächen verteilt lagen. Die Wassermengen, mit denen die Versuchsflächen beschickt wurden, betragen zur Zeit der Untersuchung 6,6 l/s für die Fläche 1, für die Fläche 2: 10,8 l/s und 9,8 l/s für die Fläche 3.

Ein Projektziel war die Feststellung der Strömungsverhältnisse in den beschickten Flächen. Das eingeleitete Wasser durchfloss die Fläche 1 relativ gleichmäßig, mit Ausnahme eines kleinen Bereichs in der nordwestlichen Ecke, gegenüber dem Auslauf. Dies wurde durch die breite Einlaufkulissee und die regelmäßige Form der Versuchsfläche begünstigt.

Die Durchströmungssituation in den Flächen 2 und 3 kann der folgenden Abbildung entnommen werden (Abb.6.1).

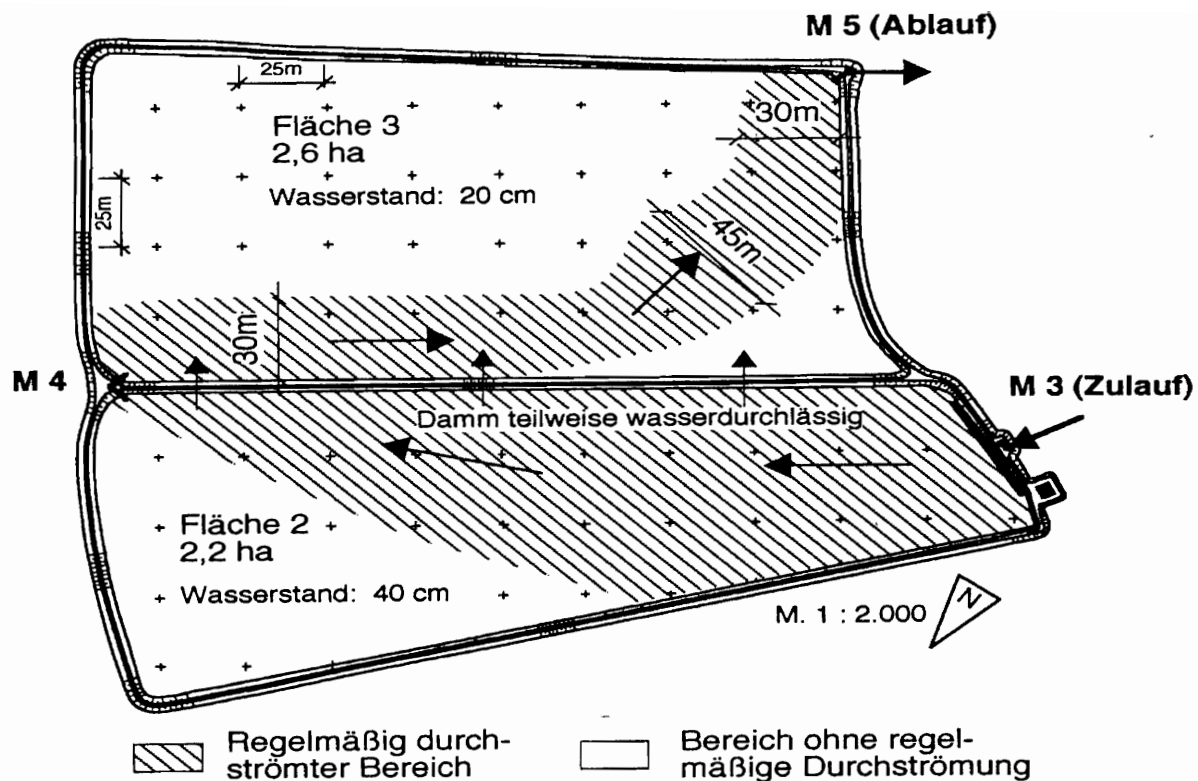


Abb. 6.1: Durchströmte Bereiche in den Versuchsflächen 2 und 3

Man kann erkennen, dass im Einlaufbereich der Fläche 2 eine gleichmäßige Durchströmung bestand, bedingt durch die breite Einlaufkulisse. Trotz der Verbreiterung der Fläche 2 zum Ablauf hin, nahm der regelmäßig durchflossene Querschnitt zum Auslauf hin deutlich ab. Der nordöstliche Flächenteil wurde i. d. R. nicht durchströmt.

In der Fläche 3 wurde das Wasser punktuell eingeleitet. Hier war der durchflossene Bereich, der sich entlang des Dammes erstreckte, ca. 30 m breit. Er verbreiterte sich dann Richtung Ablauf bis max. 45 m. Insgesamt betrachtet, wurde maximal ein Drittel der Fläche 3 regelmäßig durchströmt. Der Damm zwischen den Flächen 2 und 3 war teilweise wasserdurchlässig.

Bei der Bestimmung der Aufenthaltszeit des eingeleiteten Wassers traten unerwartete Schwierigkeiten mit der gewählten Tracer-Methode auf. Bei allen 3 Versuchsflächen war zu beobachten, dass eine Tracerwelle relativ schnell in einer rel. dünnen Wasserschicht (bis 7 cm Wassertiefe in Fläche 1, bis 3 cm Tiefe in Fläche 2) durchlief und zwar in wesentlich kürzerer Zeit, als theoretisch zu erwarten war. Andererseits verweilte der Tracer über einen sehr großen Zeitraum in den Flächen: Nach 51 Stunden hatten sich in Fläche 1 erst ca. 25 % der ausgebrachten Bromidmenge vom Einlauf zum Ablauf bewegt. Noch nach mehreren Tagen wurde eine ungewöhnlich hohe Grundlast des Tracers gemessen. Deshalb muss die gewählte Beobachtungszeit in Nachhinein als zu kurz beurteilt werden.

Ein weiteres Problem stellte die mangelnde Dichtigkeit des Dammes zwischen den Flächen 2 und 3 dar. Dadurch traten Überlagerungen der Tracerwellen auf, die die Aussagekraft der Messungen beeinträchtigten.

Es wurde festgestellt, dass in einem Bereich der Fläche 2 mit 40 cm Wasserstandshöhe die Durchflussgeschwindigkeit höher war als unter vergleichbaren Bedingungen bei 20 cm Wassertiefe (in den Flächen 1 und 3).

6.3.2 Stickstoff

Norg

Bei der Bestimmung der Werte von TKN bzw. organischem Stickstoff in den Wasserproben traten Probleme auf. Da die gemessenen Werte teilweise unter 2 mg/l lagen, stellte sich – nach Angaben des Untersuchungslabors – die herkömmliche TKN-Messung als nur bedingt zuverlässig heraus. Deshalb wurde ab 26.04.99 zur Bestimmung des organischen Stickstoffs das Verfahren nach TNb, DIN 38 409 H 27 (Bestimmung als NO-Gas) gewählt. Allerdings stellte sich heraus, dass diese Methode auch nicht wesentlich zuverlässiger funktioniert. Um genauere Werte bis 0,1 mg/l Untergrenze zu erhalten, wurde ab 03.01.00 die TKN-Bestimmung über Fließinjektionsanalysen in Anlehnung an EN 25663 DEV H 11 durchgeführt. Ein Grund für die Umstellung war auch die extreme Streubreite der Werte, die wesentlich höher lag als bei den anderen Parametern.

Im Folgenden wird die Entwicklung der gemessenen Norg-Werte im Versuchszeitraum für die Flächen 2 und 3 dargestellt. Die Fläche 1 zeigt ein ähnliches Verhalten wie Fläche 2, sodass hier auf die zusätzliche Darstellung verzichtet werden kann.

Eine starke Änderung der Werte sowohl in den Zu- als auch den Abläufen ist nach dem Mai 99, nach Umstellung der Messmethode, festzustellen. Wie hoch der Einfluss der gewählten Methode auf die einzelnen Messwerte ist, ließ sich nicht genau bestimmen, aber er ist mit Sicherheit gegeben. Das bedeutet, dass das insgesamt niedrigere Niveau der Messwerte im 2. Versuchsjahr zumindest teilweise durch die Änderung der Messmethode erklärt werden kann. Betrachtet man den gesamten Messzeitraum von 2,5 Jahren, so ist ein jahreszeitlicher Einfluss nicht eindeutig erkennbar. Die Abnahme der Konzentrationen im 1. Versuchsjahr in der Fläche 2 wiederholte sich im 2. Versuchsjahr nicht.

Für Niedermooreinzugsgebiete sind nur wenige Daten über Stickstoffzusammensetzungen in den Fließgewässern bekannt. Für das Rhinluch wurden Frachtenbilanzen aufgestellt, die – über einen Zeitraum von mehreren Jahren betrachtet – keine eindeutigen Unterschiede zwischen Sommer und Winter erkennen lassen. Die Werte der Norg-Konzentrationen lagen hier zwischen 0,5 und 1,0 mg/l (BALLA 2000).

Von M3 (Zulauf der Fläche 2) nach M4 (Ablauf der Fläche 2 = Zulauf der Fläche 3) war eine Verringerung der Konzentrationen von Norg – allerdings verbunden mit großen Schwankungen – erkennbar. Tendenziell stiegen die Werte von der Messstelle 4 zur Messstelle 5 (Auslauf der Fläche 3) wieder an.

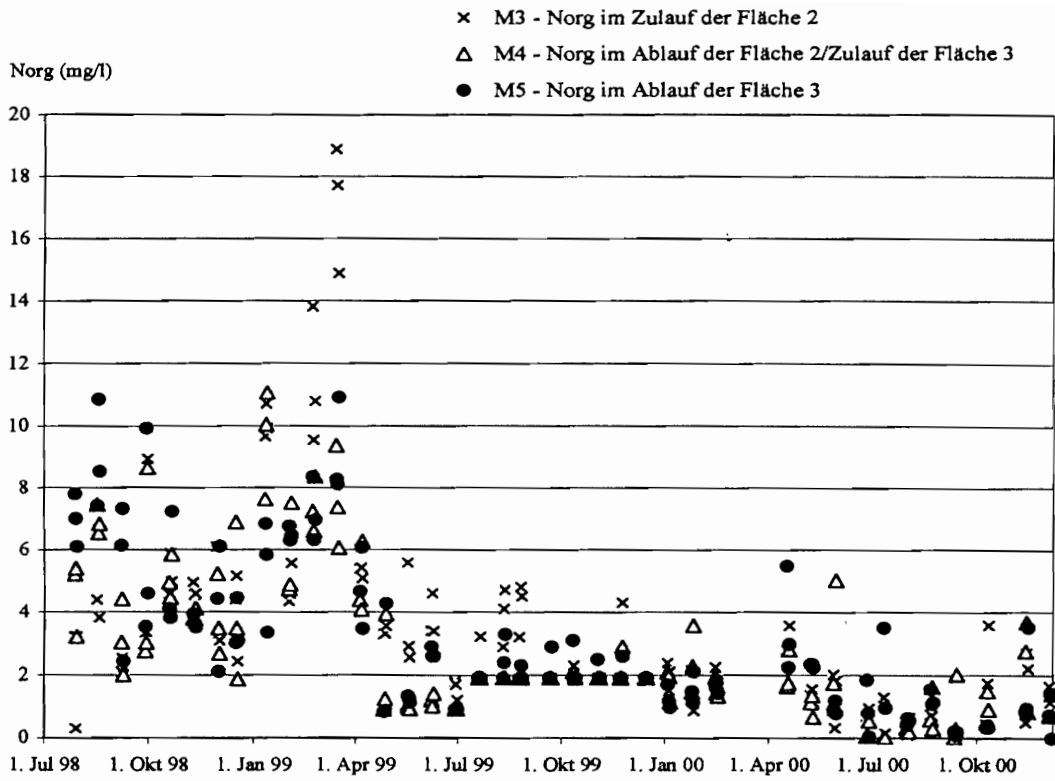


Abb. 6.2: Verlauf der Norg-Konzentrationen für die Versuchsflächen 2 und 3

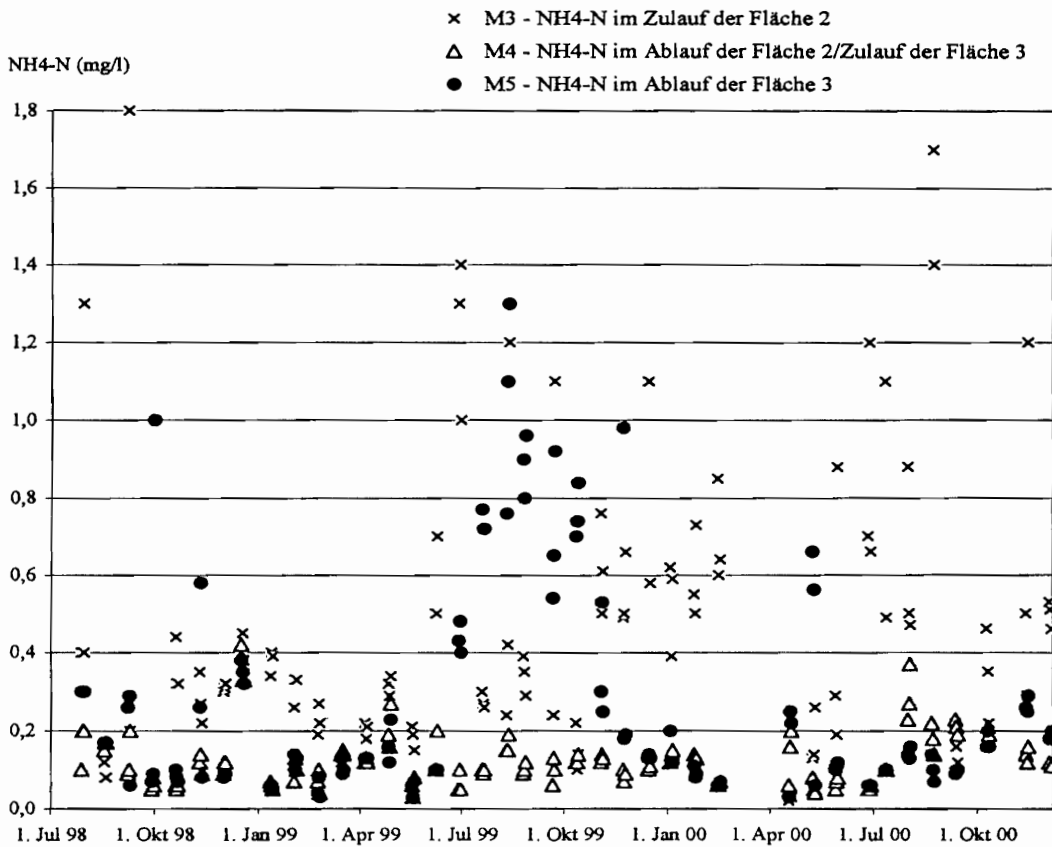


Abb. 6.3: Verlauf der NH₄-N-Konzentrationen für die Versuchsflächen 2 und 3

Ammonium-N

Auch hier wird auf eine eigene Darstellung der Werte für die Fläche 1 (M1 und M2) verzichtet, da deren Unterschiede zu den Werten der Fläche 2 (M3 und M4) nur gering sind. Ein jahreszeitlicher Einfluss ist nicht eindeutig erkennbar. Auffallend ist die geringe Streubreite der Ablaufwerte der Fläche 2 trotz der teilweise großen Streubreite im Zulauf. Eine erhebliche Ammoniumreduktion ist feststellbar.

In der Fläche 3 mit M4 als Zulauf und M5 als Ablauf ist der Ablaufwert meist höher als der Zulaufwert. Ein starker Ammoniumschub, der auch mit einer Erhöhung der Phosphorwerte verbunden war, ergab sich im Sommer 1999.

Nitrat-N

Neben dem organischen Stickstoff ist Nitrat die quantitativ wichtigste Stickstoffform. Auch hier gelten die Aussagen für die Fläche 2 entsprechend auch für die Fläche 1.

In den Zuläufen (zwischen M 1 und M 3 bestehen nur geringe Unterschiede) wurden während der Wintermonate im 1. Versuchsjahr deutlich höhere Nitrat-N-Werte gemessen als in den Sommermonaten des Versuchsjahres 98/99. Im Winter 99/00 war diese Erhöhung der Zulaufwerte weniger ausgeprägt. Die Werte in den Zuläufen waren während der gesamten Projektlaufzeit höher als in den Abläufen.

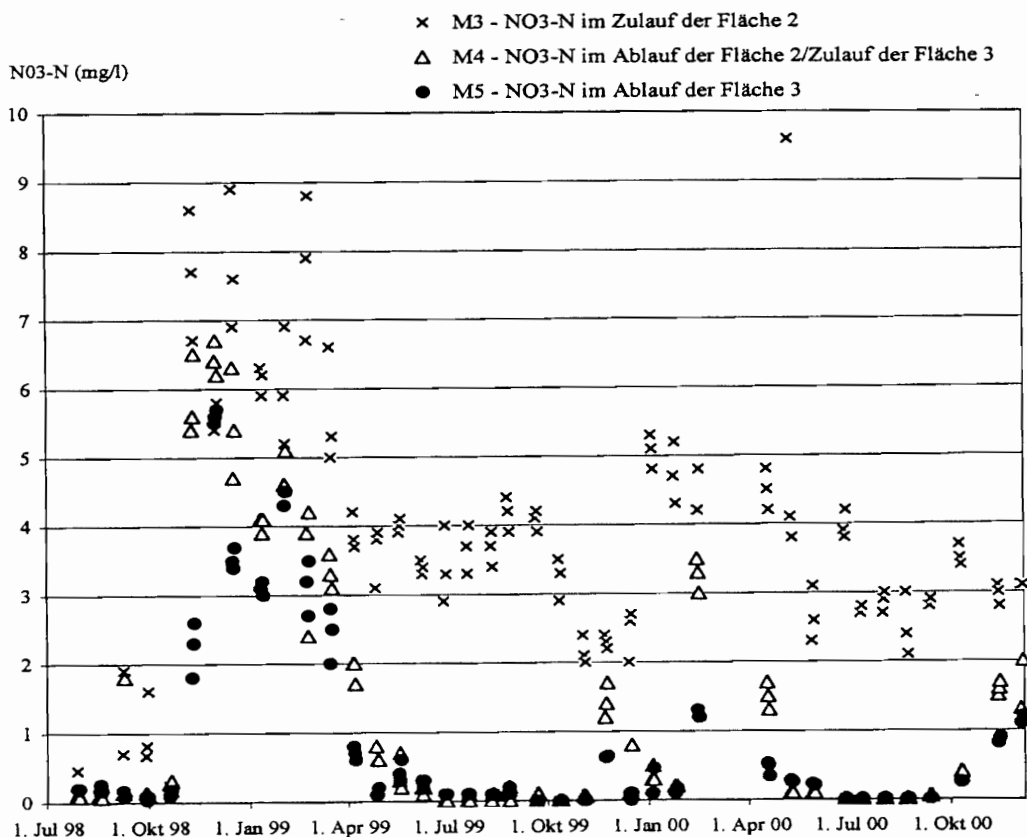


Abb. 6.4: Verlauf der Nitrat-N-Konzentrationen für die Versuchsfelder 2 und 3

Die Nitratreduktion in den Flächen 1 und 2 geschah bei Wassertemperaturen über 10 °C fast vollständig, sodass im Zufluss zur Fläche 3 in dieser Zeit die Nitrat-N-Werte unter 0,3 mg/l lagen. Während der Sommermonate wird Nitrat von den Rohrkolben aufgenommen oder denitrifiziert. Im Winter ist der Nitratabbau nur durch Denitrifikation möglich.

Wassertemperaturen unter 15 °C führen zu einer deutlich reduzierten Denitrifikation (KADLEC & KNIGHT 1996). Eine Denitrifikation wurde aber noch bei Temperaturen um 5 °C nachgewiesen (BRODRICK ET. AL. 1988).

Während der gesamten 2,5-jährigen Versuchszeit waren in allen 3 Versuchsflächen Nitratreduktionen feststellbar, die in der Fläche 3 aufgrund der niedrigeren Zulaufkonzentrationen am geringsten ausfielen.

Stickstoffbilanz

Betrachtet man beide Betriebsjahre, so können die Versuchsflächen 1 und 2 als "Nährstofffallen" für Stickstoff bezeichnet werden. Die Fläche 3 wird im 2. Jahr zur Stoffquelle.

Betrachtet man die verschiedenen Stickstoffformen, so weisen sie sehr unterschiedliche Reduktionsraten auf. Entscheidend für die Gesamtreduktionsleistung ist die Abbaurate des organischen Stickstoffes. Dabei gibt es eine Untergrenze für die Konzentration von organischem Stickstoff, die als Grundlast im Wasser verbleibt. Für Feuchtflächen zur Nachreinigung von Abwasser, die ähnlich wie die Versuchsflächen im Donaumoos konstruiert sind, wird von KADLEC & KNIGHT (1996) als kaum unterschreitbarer Ablaufwert 1,5 mg/l für organischen Stickstoff angegeben. Für Niedermoore fehlen vergleichbare Werte. Die begrenzte Datenmenge reicht noch nicht aus, um eine konkrete Untergrenze angeben zu können. Dieser organische Stickstoffanteil ist offensichtlich sehr fest gebunden, sodass eine Verlängerung der Aufenthaltszeit, wie sie durch die Wassereinleitung aus der Fläche 2 in die Fläche 3 geschieht, nicht zu einer weiteren Reduktion des organischen N-Anteils sondern sogar zu einer geringfügigen Erhöhung dieses Stickstoffwertes im Auslauf der Fläche 3 führt. Für ähnlich gestaltete Feuchtflächen zur Nachreinigung von Abwässern wären bei vergleichbarer Belastung Reduktionen des organischen Stickstoffs in einer Größenordnung von 30 bis 60 % zu erwarten (KADLEC & KNIGHT 1996). Dies bedeutet, dass die Versuchsflächen 1 und 2 im unteren Drittel dieser Spanne anzusiedeln sind, während die Fläche 3 deutlich darunter liegt. Eine Ursache für diesen geringen Wirkungsgrad der Fläche 3 stellt das weitgehende Fehlen einer Ammonifikation dar. Bei pH-Werten von 7,0 bis 8,5, ohne länger andauernde sauerstoffarme Zustände im Wasser, wären aber keine Bedingungen vorhanden, die eine Ammonifikation behindern würden.

Tab. 6.2: Stickstoff-Frachten von Mitte Juni 1998 bis 30. Juni 1999 (1. Versuchsjahr) für alle Versuchsflächen

	Norg (kg)	NH ₄ -N (kg)	NO ₃ -N (kg)
Fläche 1 (1,4 ha):			
Reduktion in %	24	67	62
Reduktion in kg/ha	121	31	234
Fläche 2 (2,2 ha):			
Reduktion in %	32	74	49
Reduktion in kg/ha	241	38	265
Fläche 3 (2,6 ha):			
Reduktion in %	-3	-37	26
Reduktion in kg/ha	-13	-4	61

Tab. 6.3: Stickstoff-Frachten vom 1. Juli 1999 bis 30. Juni 2000 (2. Versuchsjahr) für alle Versuchsflächen

	Norg (kg)	NH ₄ -N (kg)	NO ₃ -N (kg)
Fläche 1 (1,4 ha):			
Reduktion in %	16	74	74
Reduktion in kg/ha	28	29	267
Fläche 2 (2,2 ha):			
Reduktion in %	25	83	86
Reduktion in kg/ha	70	56	432
Fläche 3 (2,6 ha):			
Reduktion in %	-16	-253	55
Reduktion in kg/ha	-27	-25	32

Zweitwichtigste Stickstoffquelle in den Zuläufen ist der Nitratstickstoff mit deutlich höheren Reduktionsraten, als beim organischen Stickstoff gemessen wurden. Hauptmechanismus der Nitratreduktion muss die Denitrifikation sein, da Nitrat hauptsächlich in der Zeit der Vegetationsruhe reduziert wird und daher die Aufnahme durch Pflanzen keine Rolle spielen kann.

Vergleicht man die Ergebnisse der beiden Versuchsjahre miteinander, fällt insbesondere die hohe Reduktion von Nitrat-N in der Versuchsfläche 2 im zweiten Jahr aus dem Rahmen. Eine der Ursachen dafür war die Winterpause bei der Beschickung der Flächen in diesem Versuchsjahr und die damit fehlenden hohen Nitrat-N-Messwerte im Ablauf sowie die hohe Reduktionsleistung im Spätherbst und im Frühjahr.

Tab. 6.4: Beaufschlagung mit N in $\text{g (m}^2 \text{ a)}^{-1}$

Versuchsflächen	Mitte Juni 98 bis 30. Juni 1999 (1. Versuchsjahr)	1. Juli bis 30. Juni 2000 (2. Versuchsjahr)
Fläche 1 (1,4 ha):	93	59
Fläche 2 (2,2 ha):	134	85
Fläche 3 (2,6 ha):	67	24

Bei vergleichbaren Belastungen – verursacht durch diffuse Einträge – aus einem mineralischen Einzugsgebiet und Nitrat als Hauptstickstoffform wurden von PHIPPS & CRUMPTON (1994) Gesamt-N-Reduktionen zwischen 40 und 80 % gemessen.

Die Norg-Reduktionen in den Flächen 1 und 2 liegen im 2. Versuchsjahr erheblich unter den Reduktionen des 1. Versuchsjahres. Dafür ist das allgemein geringere Konzentrationsniveau entscheidend.

Die Fläche 3 stellt für Norg und Ammonium-N keine Nährstoffsенke, sondern eine Nährstoffquelle dar. Die hohe Freisetzungsrate von $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Fläche 3 im 2. Jahr ist durch die starke Konzentrationserhöhung im Ablauf während des Sommers 99 bedingt.

Wegen der stark schwankenden Belastungen ist – anders als bei Phosphor – eine Bestimmung der Abbaukonstante nicht sinnvoll. Die Messdauer reicht dafür nicht aus.

6.3.3 Phosphor

Im Rahmen des Forschungsprojektes im Donaumoos wurden die Phosphorformen $\text{PO}_4\text{-P}$ und Pges untersucht.

In den Zuläufen zu den Flächen 1 und 2 (Messstellen M 1 und M 3) liegt der Anteil von $\text{PO}_4\text{-P}$ am Gesamtphosphor bei 70 - 80 %, während er bei M 2 und M 4 (Ausläufe der Flächen 1 und 2) bis auf ca. 60 % absinkt und bei der Messstelle M 5 (Auslauf der Fläche 3) nur noch 40 - 50 % beträgt.

Die Werte der Fläche 1 unterscheiden sich nur geringfügig von den Werten der Fläche 2, so dass hier auf deren Darstellung verzichtet wird.

Betrachtet man den gesamten Untersuchungszeitraum von 2,5 Jahren, so sind im Zu- und Abfluss während der Sommermonate etwas höhere Konzentrationen als in der übrigen Zeit erkennbar. Allerdings ist der jahreszeitliche Einfluss wesentlich kleiner als bei den Nitrat-Werten und die Schwankungsbreite der Messwerte – verglichen mit dem Verlauf der gemessenen Werte für organischen Stickstoff – sehr gering.

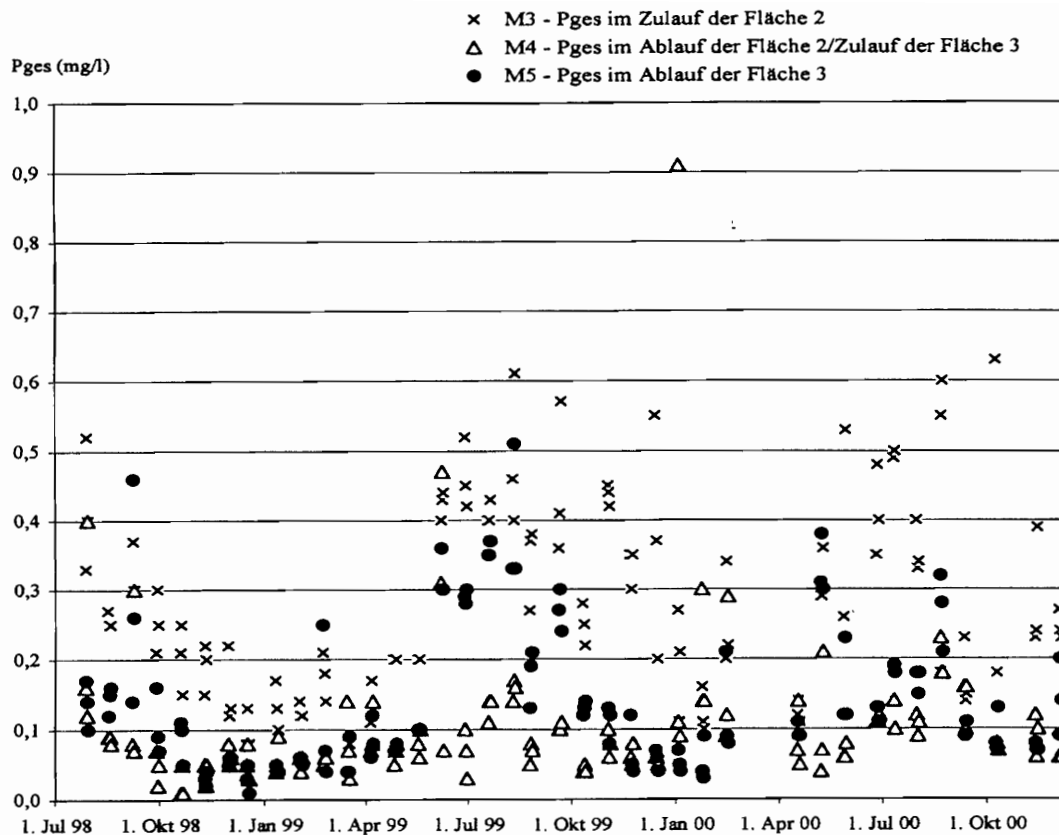


Abb. 6.5: Verlauf der Pges-Konzentrationen in den Versuchsflächen 2 und 3

Im Vergleich mit den stark schwankenden Reduktionsleistungen bei den verschiedenen Stickstoffformen verläuft die Reduktion beim Phosphor relativ gleichmäßig. Die Flächen 1 und 2 sind Phosphorsenken, Fläche 3 ist eine Phosphorquelle. Letzere weist in beiden Versuchsjahren Rücklösungen beim Gesamtphosphor, im zweiten Jahr auch bei $\text{PO}_4\text{-P}$ auf. Die einleuchtendste Erklärung dafür ist das Vorhandensein eines niedrigen Redoxpotentials an der Wasser-Sediment-Oberfläche in der Fläche 3, das zu einer Erhöhung der Löslichkeit von Phosphor führt. Ursache dafür kann das völlige Fehlen von Nitrat im Sommerhalbjahr sein. Ohne Denitrifikation sinkt hier das Redoxpotential stärker ab als in den Flächen 1 + 2 (GUMBRICHT 1993). Bestärkt wird diese Vermutung durch die Tatsache, dass bei der Fläche 3 mit der Phosphorrücklösung auch eine Ammoniumfreisetzung verbunden ist (vgl. auch WETZEL 1975; FENCHEL & BLACKBURN 1979; BRYANT & BAUER 1987; REDDY & D'ANGELO 1994).

Ein signifikanter jahreszeitlicher Einfluss ist für keine der Flächen erkennbar. Das bedeutet, der primäre Faktor der Phosphorreduktion kann nicht die Aufnahme durch die Pflanzen, sondern muss die Fällung – aufgrund des kalkhaltigen Wassers – durch Kalzium und Magnesium sein (KADLEC & KNIGHT 1996).

Die P-Beaufschlagung beträgt für die Flächen 1 und 2: $3 \text{ bis } 4 \text{ g (m}^2 \text{ a)}^{-1}$, für die Fläche 3: $1 \text{ g (m}^2 \text{ a)}^{-1}$ und zwar in beiden Versuchsjahren. Bei vergleichbaren Belastungen aus mineralischen Einzugsgebieten wäre auch für die Fläche 3 noch eine Reduktion anzunehmen, aber für Niedermoore lassen sich die Abbauleistungen schwieriger abschätzen (MITSCH & GOSSELINK 1993).

Ein signifikanter jahreszeitlicher Einfluss ist für keine der Flächen erkennbar. Das bedeutet, der primäre Faktor der Phosphorreduktion kann nicht die Aufnahme durch die Pflanzen,

sondern muss die Fällung – aufgrund des kalkhaltigen Wassers – durch Kalzium und Magnesium sein (KADLEC & KNIGHT 1996).

Die P-Beaufschlagung beträgt für die Flächen 1 und 2: 3 bis 4 g (m² a)⁻¹, für die Fläche 3: 1 g (m² a)⁻¹ und zwar in beiden Versuchsjahren. Bei vergleichbaren Belastungen aus mineralischen Einzugsgebieten wäre auch für die Fläche 3 noch eine Reduktion anzunehmen, aber für Niedermoore lassen sich die Abbauleistungen schwieriger abschätzen (MITSCH & GOSSELINK 1993).

Tab. 6.5: Phosphor-Frachten von Mitte Juni 1998 bis 30. Juni 1999 für alle Versuchsflächen (1. Versuchsjahr)

	PO ₄ -P (kg)	Pges (kg)
Fläche 1:		
Reduktion in %	78	74
Reduktion in kg/ha	20	25
Fläche 2:		
Reduktion in %	75	70
Reduktion in kg/ha	16	22
Fläche 3:		
Reduktion in %	7	-22
Reduktion in kg/ha	0	-2

Tab. 6.6: Phosphor-Frachten vom 1. Juli 1999 bis 30. Juni 2000 für alle Versuchsflächen (2. Versuchsjahr)

	PO ₄ -P (kg)	Pges (kg)
Fläche 1:		
Reduktion in %	82	74
Reduktion in kg/ha	23	27
Fläche 2:		
Reduktion in %	77	68
Reduktion in kg/ha	21	29
Fläche 3:		
Reduktion in %	-69	-31
Reduktion in kg/ha	-4	-4

Die Phosphorabbauleistung für die 2 Versuchsjahre kann nach KADLEC & KNIGHT (1996) mit folgender Gleichung beschrieben werden:

$$\ln(c_o/c_i) = -k/q;$$

c_o: P-Konzentration im Ablauf;

c_i: P-Konzentration im Zulauf;

q: Durchflussmenge in m/a;

k: Abbaukonstante in m/a.

Mit 12,1 m/a für die Fläche 1 und 13,6 m/a für Fläche 2 entspricht die Abbaukonstante k in etwa den Werten, die auch für andere, überstaute Feuchflächen, die mit Abwasser bzw. diffusen Einträgen belastet sind, berechnet wurden (KADLEC & KNIGHT 1996).

6.3.4 Organische Stoffe

Regelmäßig untersucht wurde der TOC. Die Werte in den Zuläufen lagen durchschnittlich zwischen 10 und 15 mg/l. Die Ablaufwerte waren mit 20 - 50 mg/l im Sommer deutlich höher als die Werte für die Zuläufe, während im Winter die Werte im Ablauf in der Regel zwischen 10 und 20 mg/l lagen.

BSB₅-Untersuchungen wurden nur sporadisch – insbesondere zum Jahreszeitenwechsel – durchgeführt. Im Regelfall lagen die Zu- und Ablaufwerte unter 3 mg/l, nur in Ausnahmefällen erreichten sie 5 mg/l. Das bedeutet, dass eine nennenswerte Änderung des BSB₅-Wertes während des Durchflusses nicht gegeben war, im Gegensatz zum TOC. Huminstoffe führen beim TOC zu einer Erhöhung der Werte während des Durchflusses.

6.3.5 Kalium

Kalium wurde – wie der BSB₅-Wert – ebenfalls nur in Stichproben bestimmt.

Die Werte der Zuläufe liegen überwiegend zwischen 2 und 5 mg/l, die der Abläufe zwischen 3 und 6 mg/l. Insgesamt setzen alle 3 Flächen mehr Kalium frei als zufließt. Die Ablaufwerte sind zwischen 0 und max. 20 % höher als die im Zulauf gemessenen Werte.

6.4 Wertung der Ergebnisse/Bemessung

Im Rahmen des Forschungsprojektes sollten Möglichkeiten und Grenzen der Kombination von Wasserreinigung und Wasserretention mit der Produktion von Rohrkolben auf Niedermoorflächen kombiniert werden. Es ging dabei nicht um die Maximierung einer Einzelnutzung sondern um die Optimierung eines Mehrfachnutzungssystems.

Nach einem Beschickungszeitraum von 2,5 Jahren zeigen sich bereits deutlich die Rahmenbedingungen für eine Nutzungskombination, die ständig überstaute Feuchflächen voraussetzt. Die im Folgenden getroffenen Aussagen gelten für kalkreiche, ehemals intensiv genutzte und entwässerte Niedermoorflächen mit vergleichbarer Wasserqualität im Zulauf.

Im Rahmen des Forschungsprojektes sollte eine Bemessung für diese Mehrfachnutzung ermittelt werden. Die Ergebnisse lassen erkennen, dass – falls das zufließende Wasser länger in der Fläche verbleibt als für eine Denitrifikation notwendig ist – das wiedervernässte Niedermoor von der Nährstoffsene zu einer Nährstoffquelle für Norg, NH₄-N und Phosphor wird. Deshalb ist es wichtig, eine Bemessungsgröße zu finden, die diese Grenze fassbar macht.

Im Prinzip bieten sich dazu 2 Wege an. Für die Bemessung können theoretisch als Bestimmungsgrößen entweder die Aufenthaltszeit des Wassers in den Flächen oder die hydraulische Beaufschlagung gewählt werden. Da sich die Aufenthaltszeit nur ungenau bestimmen lässt, bleibt als Kenngröße nur die hydraulische Beaufschlagung.

In der Versuchsfläche 1 (Wasserstand: 20 cm) hat sich die Beaufschlagung mit 27 bis 30 mm pro Tag (im Jahresdurchschnitt) während der beiden Versuchsjahre als sinnvolle Untergrenze herausgestellt. Bei dieser Beaufschlagung fanden keine Rücklösungen von Nährstoffen statt.

Andererseits erfolgte die Nitratreduktion nahezu vollständig, soweit es die Temperaturverhältnisse zuließen.

In der Versuchsfläche 2 (Wasserstand 40 cm) betrug die Beaufschlagung für die Gesamtfläche 36 mm/d (im Jahresdurchschnitt) in beiden Jahren. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass ein Bereich von ca. 0,8 ha nicht regelmäßig vom Wasser durchflossen wurde. Daraus errechnet sich für die regelmäßig durchflossene Fläche eine effektive Beaufschlagung von 56 – 57 mm/d im Jahresdurchschnitt.

Ob und wie weit diese Beaufschlagungsmengen noch verringert werden können, ohne dass die Funktion der beschickten Fläche als Nährstofffalle verloren geht, konnte im Rahmen dieses Projektes nicht abschließend geklärt werden. Sicher kann davon ausgegangen werden, dass eine höhere Beaufschlagung als die im Projekt gewählte nicht zu einer Rücklösung von Nährstoffen führt.

Ebenfalls nicht abschließend beurteilt werden kann die Frage, welchen Einfluss verschieden hohe Dauerwasserstände auf die notwendige Beschickungsmenge haben.

Da die Nitratwerte im Zulauf stark schwankten, ist davon auszugehen, dass auch bei weiteren Untersuchungen nur eine breite Spanne für eine sinnvolle Beaufschlagung angegeben werden kann.

Die Mindestbeaufschlagungsmengen sind – insbesondere für die Zeit mit Wassertemperaturen über 10° C – einzuhalten, d. h. zu einer Zeit, in der auch eine Denitrifikation stattfindet und damit eine Pufferung gegen eine zu starke Absenkung des Redoxpotentials besteht.

Die Dauerwasserstände von 20 oder 40 cm in den Flächen sind beide aus hydraulischer Sicht ohne eindeutige Präferenz möglich. Für die Kombination von Rohrkolbenanbau, Wasserreinigung und Wasserretention ist die geringere Tiefe zu bevorzugen, da dann ein höheres Stauvolumen zur Abpufferung von Hochwasserereignissen zur Verfügung steht.

Da auch die Produktivität der Rohrkolbenbestände in den Flächen, die oberhalb der Mindestbeschickung liegen, höher war, ist nicht nur aus Gründen des Stoffrückhaltes, sondern auch des Ernteertrages diese Untergrenze – was die Beschickung betrifft – sinnvoll.

Bei der Flächengestaltung ist geländebedingt auf eine gleichmäßige Durchströmung der Fläche zu achten d. h. auf eine ausreichend breite Ein- und Auslaufkulisie und auf die Vermeidung von hydraulisch ungünstigen Flächenformen mit Teilbereichen ohne Durchströmung.

Insgesamt betrachtet ist – nach Auswertung der Ergebnisse des Forschungsprojektes – das Ziel der Entwicklung eines Rahmens für die Bemessung für die Nutzungskombination Wasserreinigung, Wasserretention und Anbau von Rohrkolben in wiedervernässten Niedermooren mit der Schlüsselgröße Beaufschlagung erreicht worden, der durch nachfolgende Untersuchungen verfeinert werden muss.

Literatur

- BALLA, D. (2000) ZALF, persönliche Mitteilung.
- BRODRICK, S.J. & P. CULLEN & W. MAHER (1988) Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. *Water Research* **22**, 431-439.
- BRYANT, C.W. & E.C. BAUER (1987) A simulation of benthic stabilisation. *Water Science + Technology* **19** (12): 161-168.
- FENCHEL, T. & T.H. BLACKBURN (1979) Bacterial and mineral cycling. Academic Press, London.
- GUMBRICHT, T. (1993) Nutrient removal processes in freshwater submerged macrophyte systems. *Ecological Engineering* **2**: 1-30.
- KADLEC, R.H. & R.L. KNIGHT (1996) Treatment wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 S.
- MITSCH, W.J. & J.G. GOSSELINK (1993) Wetlands. Van Nostrand Reinhold, New York, 722 S.
- REDDY, K.R. & E.M. D'ANGELO (1994) Soil processes regulating water quality in wetlands. In: Mitsch, W.J. (Hrsg.): Global wetlands old world and new. Elsevier Verlag, Amsterdam: 309-324.
- WETZEL, R. (1975) Limnology. W. B. Saunders Verlag, Philadelphia.

7 Faunistische Untersuchungen in künstlich angelegten Rohrkolbenteichen im Donaumoos (Thorsten Zeller & Johannes Bauchhenß)

7.1 Material und Methode

Die nachstehenden Untersuchungen wurden in drei speziell zur Klärung der Rohrkolbenfrage angelegten Teichen durchgeführt.

7.1.1 Geographische Lage, Probenstellen

Die Teiche liegen im Donaumoos südlich von Neuburg a. d. Donau westlich der Staatsstraße 2046 bei Neustetten. In jedem Teich wurden zwei Probenstellen festgelegt, je eine am Nord- und Südufer, möglichst weit von der Wasserzuführung entfernt (vgl. Abb. 7.1).

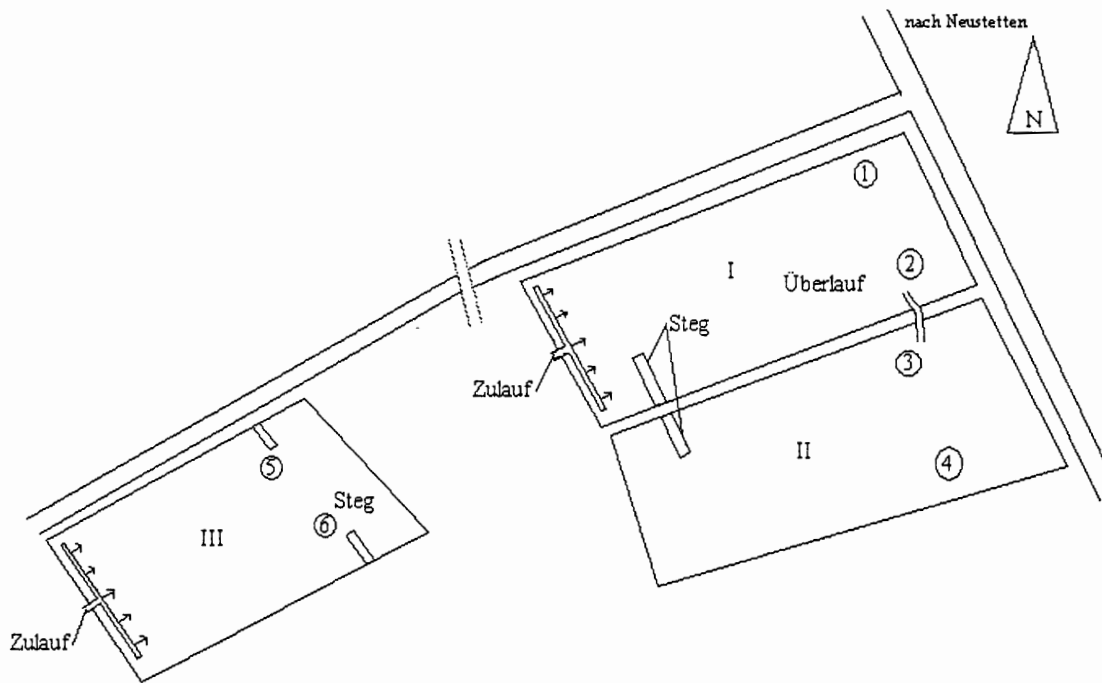


Abb. 7.1: Lageskizze der Probenstellen in den drei Untersuchungsteichen;
nicht maßstabsgetreu

7.1.2 Physikalisch-chemische Messungen

An jedem Probentermin wurden an jeder Probenstelle je zwei Wasserproben zur Bestimmung des Sauerstoffgehalts und der Sauerstoffzehrung entnommen. Dies erfolgte mit Saugflaschen (Vakuumpumpe, Stromaggregat). Die Wasserproben für die Sauerstoffbestimmung wurden im Gelände fixiert. Die Wasserproben, aus denen die Sauerstoffzehrung ermittelt werden sollte, wurden in Kühlbehältern transportiert. Die Sauerstoffbestimmung wurde nach einem modifizierten „Winkler-Verfahren“ durchgeführt (EUROPÄISCHE NORM, ISO 5813: 1983).

Die Sauerstoffzehrung wurde nach 48 h Bebrütung im abgedunkelten Klimaschrank bei 20 °C ermittelt.

Die Wasser- und Schlammtemperaturen wurden mit einem Pt 100-Thermometer in 5 cm Tiefe und im Schlamm gemessen.

7.1.3 Probenstellen (vgl. Abb. 7.1)

Probenstelle 1 (Teich I Nordufer):

Die Proben wurden 20 +/- 1 m vom Ostufer und zwischen 4,4 m und 7,2 m vom Nordufer entfernt genommen. Die Probenstelle zeigte als einzige den Charakter eines natürlichen Gewässers. Das Wasser war klar und leicht braun gefärbt. Die Rohrkolbenpflanzen standen im Abstand von 20 bis 30 cm. Der Grünalgenbewuchs war nicht geschlossen. Die Detritusauflage am Grund war geringer als an allen anderen Probenstellen. Die Stelle war unbeschattet.

Die Wassertemperatur betrug 1999 Werte zwischen 6 °C und 20,5 °C, die Wassertiefe zwischen 29 cm und 38 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0,5 mg/l und 3,65 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 39 % und 86 %.

2000 schwankte die Wassertemperatur zwischen 5,3 °C und 28 °C, die Wassertiefe zwischen 35 cm und 44 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 6,42 mg/l und 10,21 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 0 % und 57 %.

Probenstelle 2 (Teich I Südufer):

Die Stelle lag 20 +/- 1 m vom Ostufer und von 5,3 m bis zu 9,1 m vom Südufer entfernt. Das Wasser war schwebstoffreich. Die Sichttiefe betrug maximal 10 cm. Die Wasseroberfläche war nahezu geschlossen mit Wasserlinsen und Grünalgen bedeckt. Die Detritusauflage war ca. 5 cm mächtig. Die Rohrkolbenpflanzen standen vereinzelt in Horsten. Die Stelle war durch am Ufersaum dicht wachsende Rohrkolben beschattet.

Die Wassertemperatur schwankte im Jahr 1999 zwischen 6,1 °C und 20,5 °C, die Wassertiefe zwischen 27,5 cm und 38 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0,06 mg/l und 2,95 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 61 % und 95 %.

2000 bewegte sich die Wassertemperatur zwischen 4,9 °C und 27,3 °C, die Wassertiefe zwischen 22,5 cm und 45,5 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0,19 mg/l und 16,98 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 0 % und 98 %.

Probenstelle 3 (Teich II Nordufer):

Die Proben wurden in einer Entfernung von 20 +/- 1 m vom Ostufer und in einem Bereich von 4,6 m bis 7,5 m vom Nordufer aus genommen. Das Wasser war schwebstoffreich, die Detritusauflage gering. Nur vereinzelt waren Grünalgenpolster zu beobachten. Die Rohrkolben standen vereinzelt. Die Stelle war unbeschattet.

Die Wassertemperatur betrug 1999 zwischen 6,6 °C und 21,2 °C, die Wassertiefe zwischen 15 cm und 34 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 4,26 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 59 % und 100 %.

2000 lag die Wassertemperatur zwischen 5,1 °C und 27 °C, die Wassertiefe zwischen 4 cm und 26 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 10,06 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 35 % und 100 %.

Probenstelle 4 (Teich II Südufer):

Die Entfernung zum Ostufer betrug 20 +/- 1 m und vom Südufer von 4,5 m bis 9,1 m. Das Wasser war detritusreich, es war deutlicher H₂S-Geruch festzustellen. Vereinzelt kamen Wasserlinsen und Algenwatten vor. Die Schlammauflage mit deutlicher Schwarzfärbung war etwa 10 cm mächtig. Die Rohrkolben standen in vereinzelt Horsten. Die Stelle war durch am Ufersaum dicht stehende Rohrkolben beschattet.

Die Wassertemperatur lag 1999 zwischen 6,9 °C und 23,7 °C, die Wassertiefe zwischen 15 cm und 25 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 3,27 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 53 % und 100%.

2000 lag die Wassertemperatur zwischen 5,5 °C und 29 °C, der Wasserstand zwischen 17 cm und 27 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 11,2 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 0 % und 100 %.

Probenstelle 5 (Teich III Nordufer):

Die Proben wurden 22,7 m vom Ostufer entfernt und zwischen 9 m und 14 m Abstand vom Nordufer genommen. Die Stelle wies den geringsten Wasserstand mit kleinräumigem Wechsel auf. Der Grund war uneben und flächendeckend mit dem Gras der ehemaligen Wiese bedeckt. Es war keine Detritusaufgabe vorhanden. Die Stelle zeigte auch im zweiten Untersuchungsjahr eher den Charakter einer überschwemmten Wiese als eines Teiches. Die Rohrkolben standen dicht. Die Stelle war beschattet.

Die Wassertemperatur betrug 1999 zwischen 4,6 °C und 19,3 °C, die Wassertiefe zwischen 4 cm und 15,5 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 3,21 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 59 % und 100 %.

2000 schwankte die Wassertemperatur zwischen 5,3 und 19,6 °C, der Wasserstand zwischen 5 cm und 13 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 0,7 mg/l und die Sauerstoffzehrung generell bei 100 %.

Probenstelle 6 (Teich III Südufer):

Die Proben wurden 22,7 m vom Ostufer und zwischen 9 m und 13 m vom Südufer entfernt genommen. Das Wasser war schwebstoffreich, die Oberfläche „mehrlagig“ von Wasserlinsen bedeckt, die in unteren Schichten bereits im Sommer abstarben. Die Detritusaufgabe am Grund war mächtig, die Rohrkolben standen dicht. Die Stelle war beschattet.

Die Wassertemperatur lag 1999 zwischen 4,1 °C und 18,7 °C, der Wasserstand zwischen 5 cm und 15 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0,83 mg/l und 4,04 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 40,5 % und 84 %.

2000 lag die Wassertemperatur zwischen 4,9 °C und 18,2 °C, die Wassertiefe zwischen 6 cm und 11 cm, der Sauerstoffgehalt zwischen 0 mg/l und 2,43 mg/l und die Sauerstoffzehrung zwischen 70 % und 100 %.

Die Probenstellen 5 und 6 wurden im Mai 1999 nicht beprobt, daher resultieren die Werte aus den Monaten Juni bis Oktober.

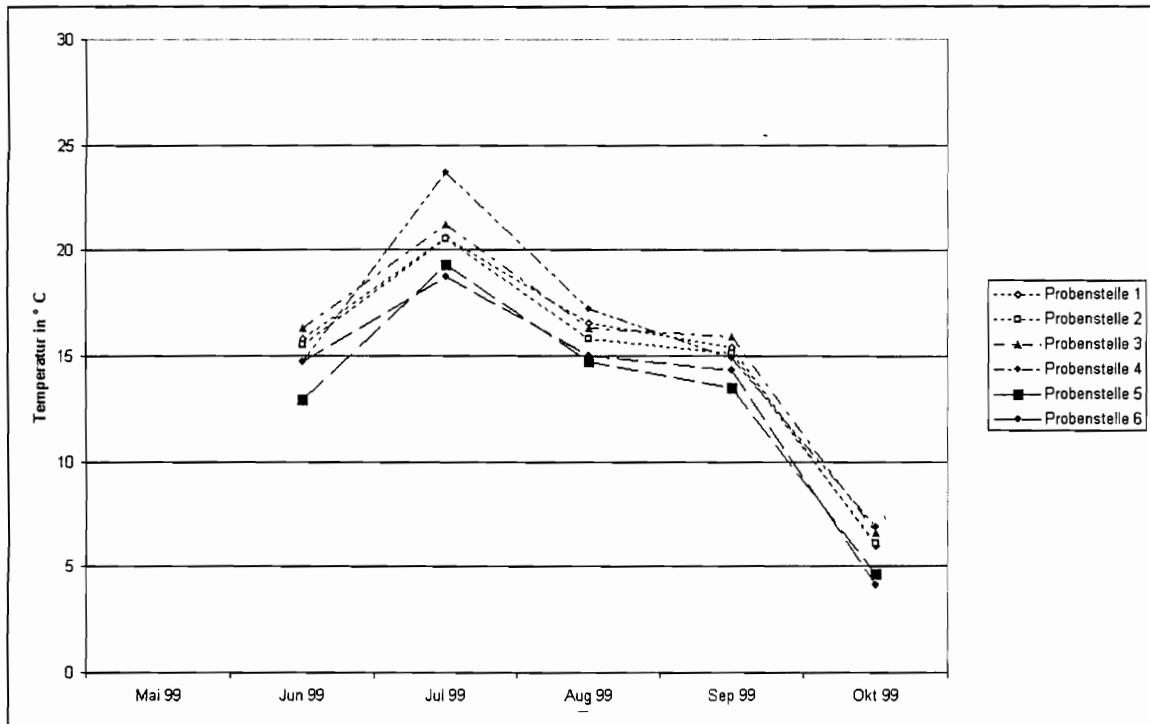


Abb. 7.2: Temperaturkurven der einzelnen Probenstellen 1999

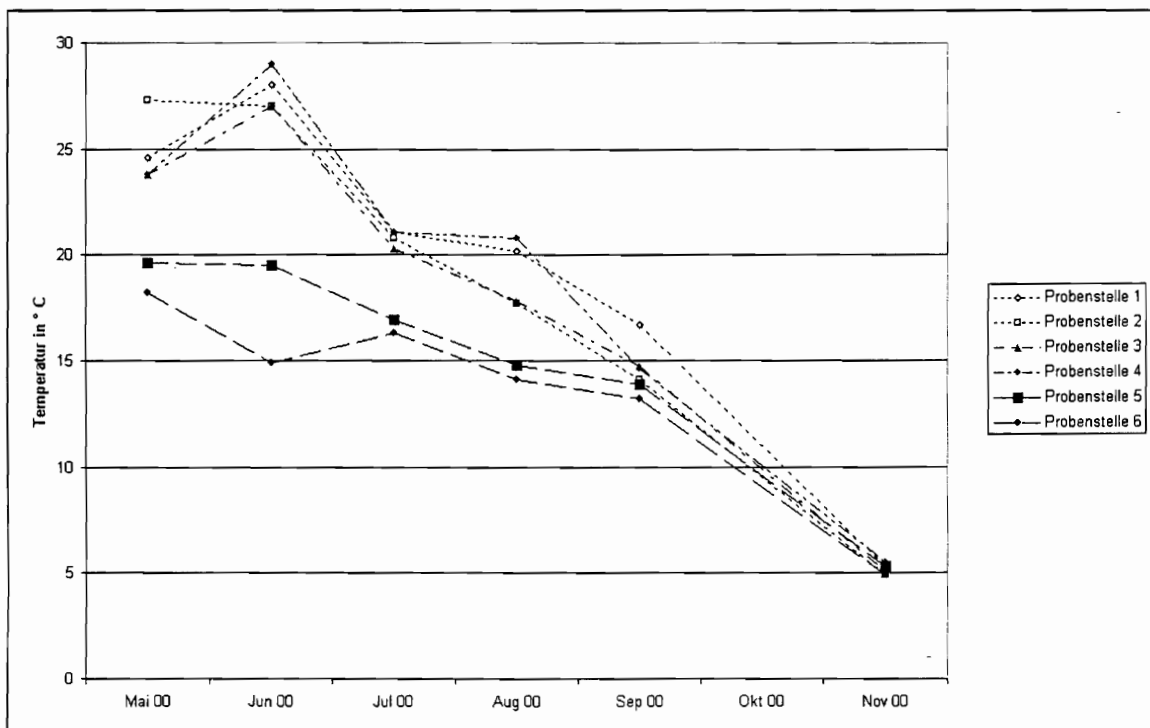


Abb. 7.3: Temperaturkurven der einzelnen Probenstellen 2000

Die Probenstellen 5 und 6 wiesen immer die niedrigsten Wassertemperaturen auf.

7.1.4 Probennahme

Zur Probennahme wurde ein Rohrstutzen ($d = 30 \text{ cm}$, $l = 50 \text{ cm}$, $A = 706 \text{ cm}^2$) über eine abgeschnittene Rohrkolbenpflanze gestülpt und in das Sediment geschlagen. Das darin befindliche Wasser wurde mittels eines „Unterwasserexhaustors“ (BAUCHHENS, 1969) in eine Saugflasche abgesaugt (elektrische Vakuumpumpe, Stromaggregat). Zusätzlich wurde mit zwei mal 10 Litern Wasser nachgespült, die ebenfalls abgesaugt und mit der Hauptprobe vereinigt wurden. Das Material wurde durch ein Planktonnetz (Maschenweite $200 \mu\text{m}$) auf ca. 5 Liter konzentriert und gekühlt transportiert.

Das Wasser-Schlamm Gemisch wurde im Labor nochmals konzentriert und nach Schlamm- und Planktonproben getrennt in 1 Liter-Schraubdeckelgläser gefüllt und, nach mehrmaligem Spülen mit Alkohol (96 %), in Alkohol konserviert. Die Gläser wurden bei $10 \text{ }^\circ\text{C}$ aufbewahrt, der Alkohol mehrfach kontrolliert und so aufgefüllt, dass seine Konzentration nie unter 80 % lag.

Zum Auslesen der Tiere wurden die Proben zunächst durch hintereinander geschaltete Siebe mit Maschenweiten von 2 mm, 1 mm und 0,2 mm mit Wasser gespült. Der Siebrückstand wurde in 80 %igem Alkohol aufgenommen. Die Tiere wurden unter einem Binokular ausgezählt.

Auswertung

Die Zuordnung der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) zu den Gattungen Cloeon und Caenis erfolgte nach BAUERNFEIND (1994).

Die Schnecken (Gastropoda) wurden nach dem Schlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1988) nach Planorbidae und Lymnaeidae getrennt. *Galba truncatula* wurde bestimmt.

Aus den Wenigborstern (Oligochaeta) wurden die Arten *Helobdella stagnalis*, *Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia complanata* und *G. heteroclita* nach STREBLE, KRAUTER (1988), BROCK, KIEL & PIPER (1995) bestimmt.

Die folgenden Tiergruppen wurden nach BROCK, KIEL & PIPER (1995) klassifiziert. Die Gruppe der Spinnentiere (Arachnida) war durch Wassermilben (Hydracarina) vertreten, die Krebstiere (Crustacea) durch die beiden Flohkrebs-Arten *Gammarus roeseli* und *G. pulex*. Die Libellen (Odonata) wurden nach Klein- und Großlibellen (Zygoptera und Anisoptera) ausgezählt. Bei den Wasserwanzen (Heteroptera) wurden die Familie Gerridae und die Gattungen Corixa, Cymatia und Notonecta ausgegliedert. Die Art *Plea leachi* wurde bestimmt. Bei den Köcherfliegenlarven (Trichoptera) wurde die Familie Leptoceridae ausgegliedert und *Mystacides longicornis* bestimmt. Aus der Gruppe der Zweiflügler (Diptera) wurden die Familien der Chironomidae, der Dixidae, der Ceratopogonidae und der Syrphidae ausgegliedert und *Chaoborus crystallinus* bestimmt. Die Käfer wurden von FLORIAN WEIHRAUCH (LBP) bestimmt. Tiere, die nicht klassifiziert wurden oder als frühe Larven- oder Jugendstadien nicht bestimmbar waren, wurden in Tabelle 2-7 als „nicht ausgewertet“ aufgeführt. Cladocera, Copepoda, Ostracoda wurden nicht ausgewertet.

7.2 Ergebnisse

Insgesamt wurden 1999 und 2000 72 Proben ausgewertet und 28027 Individuen ausgezählt (siehe Tab. 7.1). Wasserflöhe, Hüpferlinge und Muschelkrebse wurden nicht aufgenommen. Die Verteilung der Gruppen zeigt Tabelle 7.1.

Tab. 7.1: Gesamtindividuenzahlen der Tiergruppen

Tiergruppe	Summe 1999	Summe 2000	Gesamtsumme
Schnecken	1529	6744	8273
Wenigborster	24	87	111
Egel	1	32	33
Wassermilben	5	32	37
Flohkrebse	0	108	108
Eintagsfliegen	2516	3766	6282
Kleinlibellen	57	308	365
Großlibellen	11	21	32
Wanzen	125	160	285
Käfer	180	335	515
Mücken	7046	4576	11622
Fliegen	117	178	295
Köcherfliegen	56	13	69
Summe	11667	16360	28027

Die Ergebnisse der faunistischen Aufnahmen werden in tabellarischer Form zusammengefaßt und in der Datensammlung dargestellt.

Die Auswertung erfolgte aufgrund von Gesamtindividuen-dichte und aufgrund der Individuen-dichte von drei Ordnungen (Ephemeroptera, Nematocera, Gastropoda).

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Monatsvergleich

1999 gab es von Mai bis Juni einen Rückgang der Gesamtindividuen-dichte, bevor die Werte von Juli bis September (Maximum) anstiegen. Im Oktober nahmen sie wieder ab.

2000 zeigt sich im Juli ein Maximum. Dieser Wert ist auf eine sehr große Anzahl an Schnecken (2434 Individuen, vgl. Tab. 5 Anhang) zurückzuführen. Ohne Berücksichtigung der Schnecken läge das Maximum in beiden Jahren im September.

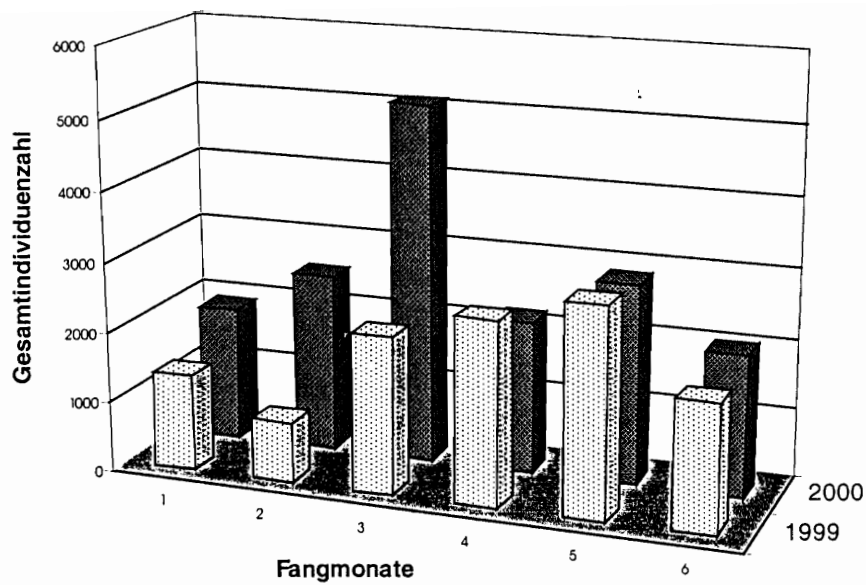


Abb. 7.4: Gesamtindividuenzahlen (Summe über alle Gruppen und Probenstellen 1999, 2000)

7.3.2 Vergleich der Mittelwerte der Abundanzen

Durch einen Vergleich der Mittelwerte über die Fangmonate und die Probenstellen sowie des Gesamtmittelwertes, lassen sich die Abundanzwerte der einzelnen Probenstellen und Probentermine gewichten. Die Berechnungen wurden getrennt nach den beiden Untersuchungsjahren jeweils für Eintagsfliegenlarven, Mückenlarven und Schnecken durchgeführt.

Vergleich der Abundanz- und Mittelwerte der Eintagsfliegenlarven-Taxozöosen (Ephemeroptera)

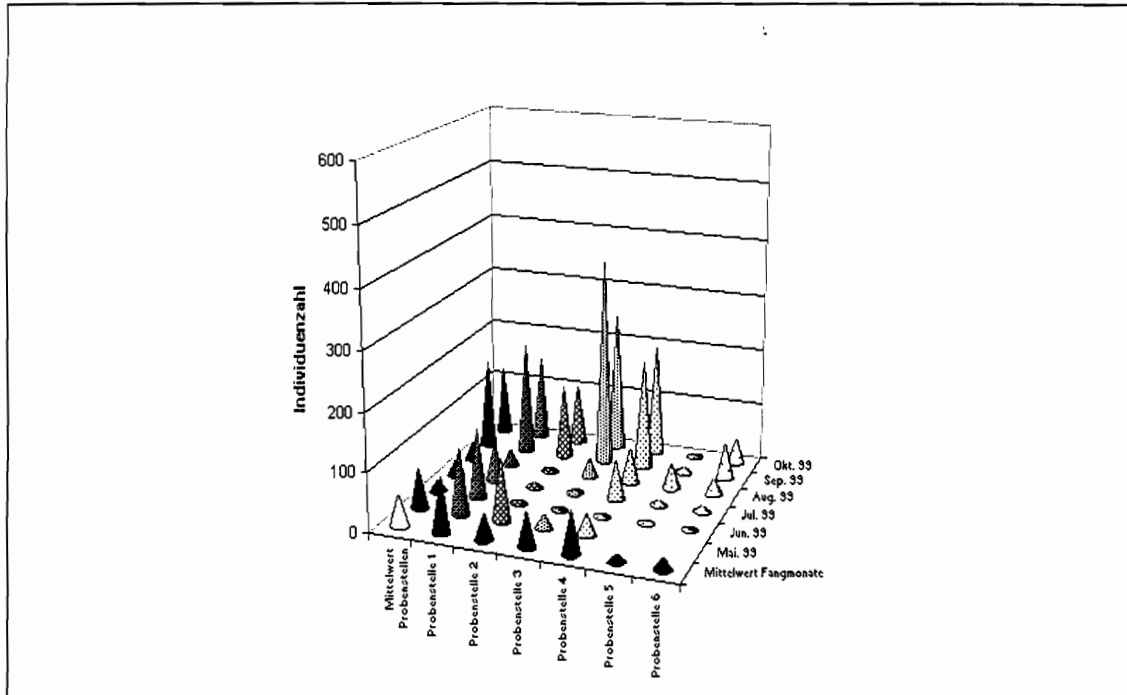


Abb. 7.5: Eintagsfliegenlarven im Jahr 1999; Einzelwerte der Probenstellen und -termine, Mittelwerte über die Probenstellen und -termine und Gesamtmittelwert, weißer Kegel = Gesamtmittelwert

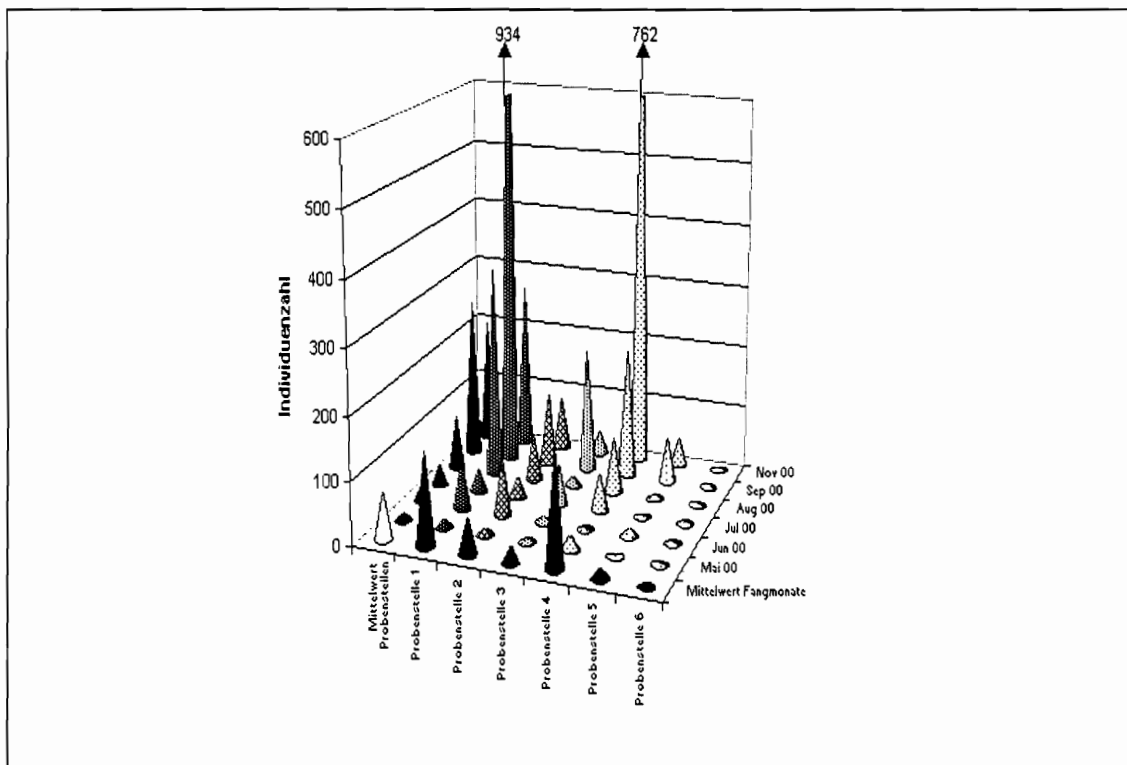


Abb. 7.6: Eintagsfliegenlarven im Jahr 2000; Einzelwerte der Probenstellen und -termine, Mittelwerte über die Probenstellen und -termine und Gesamtmittelwert, weißer Kegel = Gesamtmittelwert

Im Mai und Juni 1999 zeigen die Probenstellen 1 und 2 hohe Individuendichten. Von Juni bis August verringern sich die Werte auf den Probenstellen 1 bis 4 tendenziell, bevor sie im September und Oktober wieder stark zunehmen. An den Probenstellen 5 und 6 sind an sämtlichen Probenterminen nur wenige Eintagsfliegenlarven vorhanden.

Die Schwankungen der Individuendichten sind auch in den Mittelwerten über die Probenstellen gut zu erkennen (schwarze Kegel Abb. 7.5).

Die hohen Werte im Frühjahr und im Herbst können auf den Fortpflanzungszyklus der Gattung *Cloeon*, die fast ausschließlich vorhanden war, zurückgeführt werden. Ihre Arten überwintern als Larve, im Juli schlüpfen die Imagines und legen gleich darauf die Eier, die sich noch im Herbst entwickeln (vgl. Datensammlung)

Im Jahr 2000 waren wie bereits 1999 an den Probenstellen 5 und 6 nur sehr wenige Eintagsfliegenlarven vertreten. An den anderen Probenstellen (1 - 4) zeigen sich ähnliche Schwankungen der Populationsdichte wie 1999. 2000 waren allerdings die Frühjahrswerte niedriger und die Herbstwerte höher (Abb7.6).

Vergleich der Abundanz- und Mittelwerte der Mückenlarven-Taxozönosen (Nematocera)

In beiden Untersuchungsjahren zeigte die Individuendichte der Mückenlarven ein vergleichsweise einheitliches Bild (Abb. 7.7 und 7.8). Im Jahr 2000 fällt die Individuendichte an Probenstelle 3 und 4 (Teich II) durch überdurchschnittlich hohe Werte auf.

Insgesamt ging die Individuendichte 2000 merklich zurück (vgl. Abb. 7.7 und 7.8 Gesamtdurchschnittswerte).

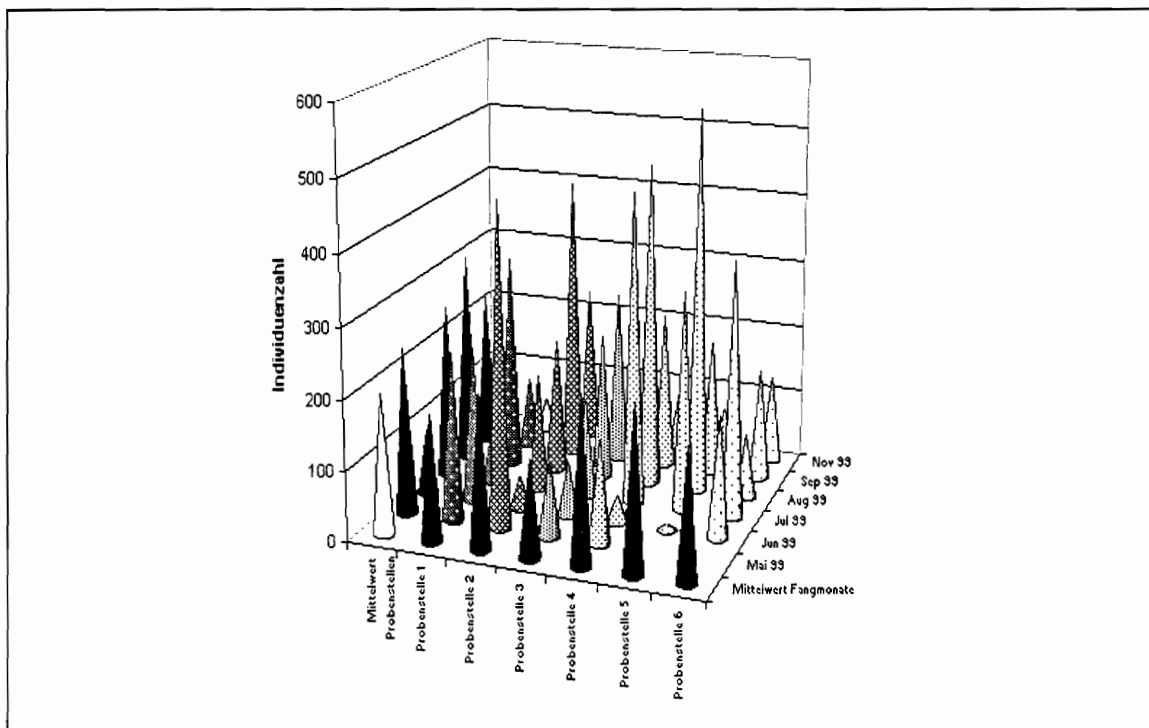


Abb.7.7: Mückenlarven im Jahr 1999; Einzelwerte der Probenstellen und -termine, Mittelwerte über die Probenstellen und -termine und Gesamtmittelwert, weißer Kegel = Gesamtmittelwert

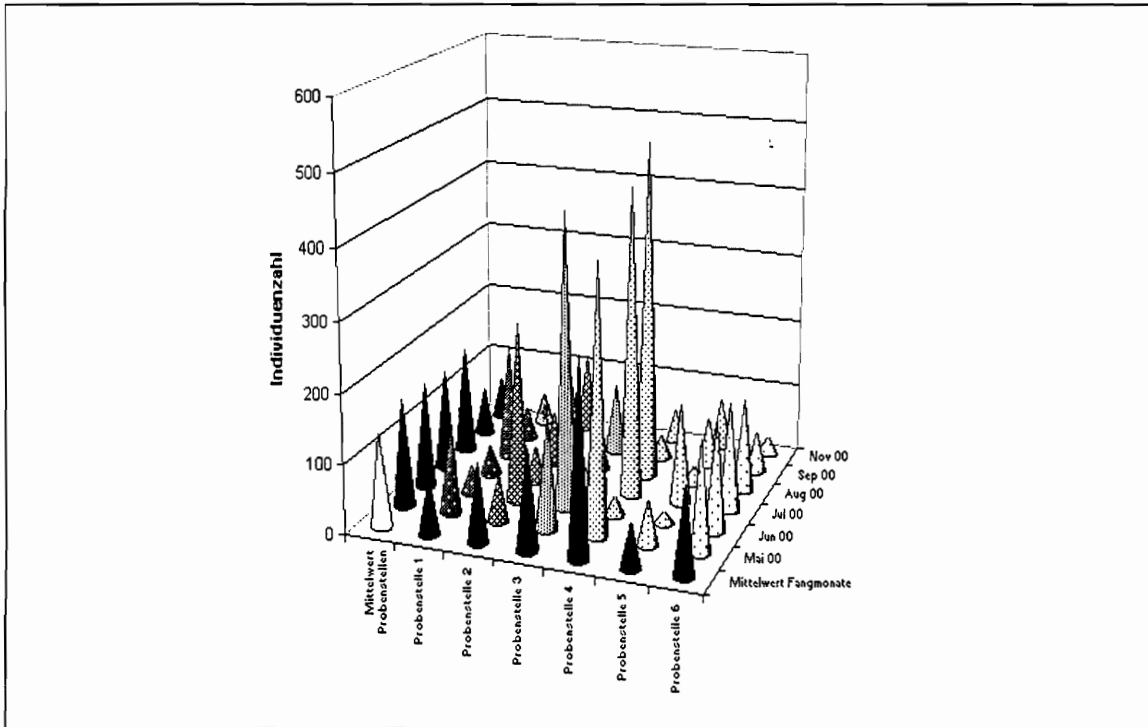


Abb. 7.8: Mückenlarven im Jahr 2000; Einzelwerte der Probenstellen und -termine, Mittelwerte über die Probenstellen und -termine und Gesamtmittelwert, weißer Kegel = Gesamtmittelwert

Vergleich der Abundanz- und Mittelwerte der Schnecken-Taxozönosen (Gastropoda)

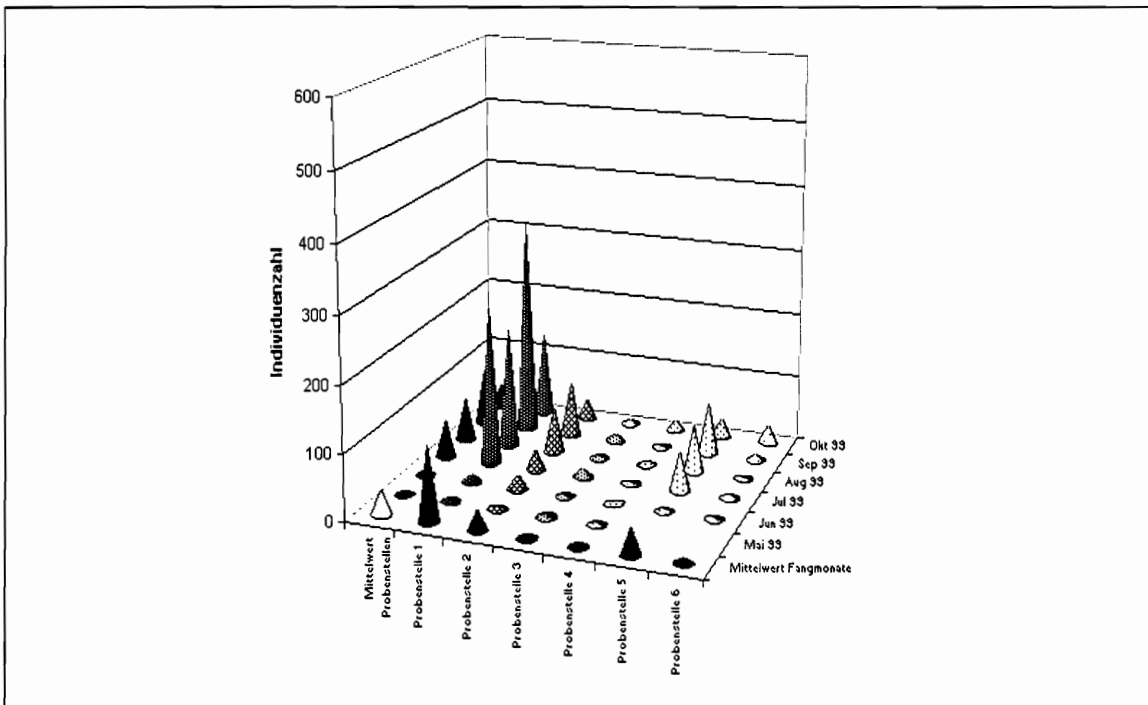


Abb. 7.9: Schnecken im Jahr 1999; Einzelwerte der Probenstellen und -termine, Mittelwerte über die Probenstellen und -termine und Gesamtmittelwert, weißer Kegel = Gesamtmittelwert

Im Jahr 1999 kamen Schnecken mit überdurchschnittlich hohen Individuendichten nur an den Probenstellen 1, 2 und 5 vor. An diesen Standorten war im Sommer und Herbst (Juli bis Oktober) auch eine deutliche Steigerung der Individuendichte zu verzeichnen. (Abb. 7.9 und 7.10)(vgl. Datensammlung).

Im Vergleich der Jahre lag im Jahr 2000 die Gesamtindividuedichten sehr viel höher als die im Jahr 1999. Die höchsten Individuendichten über die gesamte Untersuchungszeit waren an den Probenstellen 3 und 4 zu erkennen. Ein Maximum war im Juli zu verzeichnen (Abb. 7.9 und 7.10).

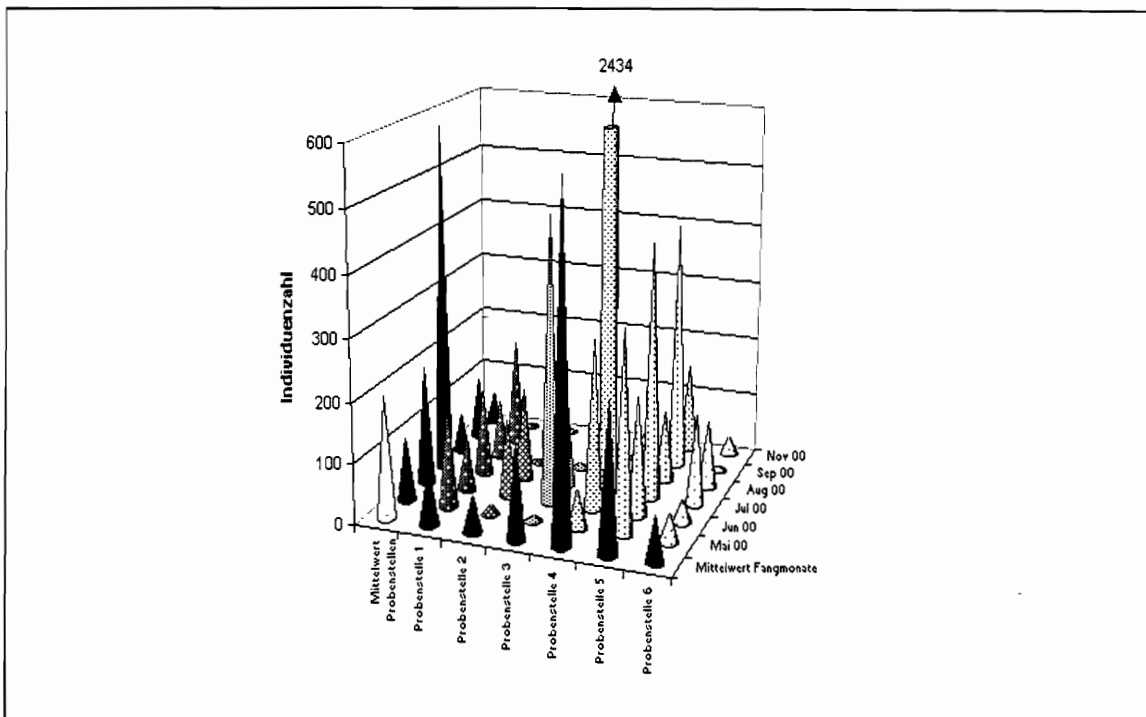


Abb. 7.10: Schnecken im Jahr 2000, Einzelwerte der Probenstellen und -termine, Mittelwerte über die Probenstellen und -termine und Gesamtmittelwert, weißer Kegel = Gesamtmittelwert

Im ganzem erweist sich der Vergleich der Abundanzwerte, selbst auf der Basis von Mittelwerten, als schwierig. Die Untersuchungsstellen zeigen charakteristische Faunen, die letztlich nicht miteinander zu vergleichen sind. Es ist kein „roter Faden“ zu erkennen, der sich durch die gesamten Untersuchungen zieht. So sind die bisherigen Untersuchungen mehr als eine Bestandsaufnahme 1999 und 2000 zu werten. Diese kann bei Bedarf in späteren Jahren als Basis für weitere vergleichende Untersuchungen herangezogen werden.

7.4 Diskussion

7.4.1 Methodendiskussion

Die „Unterwasser-Exhaustor-Methode“ ist eine leicht anzuwendende quantitative Methode. Sie kann auf bestimmte Grundflächen und Wasservolumina (bei Planktonuntersuchungen)

bezogen werden. Der große Vorteil liegt darin, dass auch bei späteren Untersuchungen vergleichbare Proben gezogen werden können. Ein gewisser Nachteil ergibt sich aus den großen Detritusmengen in den Proben. Dieser wird aber dadurch ausgeglichen, dass auch die Fauna der oberen Schlammschicht, wie erfasst werden kann.

Die Probenstellen sind in allen unter Kap. 7.2.3 aufgeführten Merkmalen unterschiedlich. Dies wird zum einen durch unterschiedliche Thypha-Kulturtechniken und zum anderen durch unterschiedliche Wassertiefen und unterschiedliche Vorfluter bewirkt. Gemeinsam ist allen Probenstellen, dass sie möglichst weit vom Wasserzufluss entfernt sind. Diese Vielgestaltigkeit erschwert zum einen die Zusammenschau (es ist kein „roter Faden“ zu finden), zum anderen aber bewirkt sie, dass viele Modifikationen der Fauna aufgenommen werden konnten. So ist für spätere Untersuchungen (auch durch die Reproduzierbarkeit der Probennahmemethode) eine Vergleichsbasis gelegt.

Die zusätzlich ermittelten Werte zur Wassertiefe, Wasser- und Schlammtemperatur, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung werden spätere Vergleichsuntersuchungen erleichtern.

7.4.2 Ergebnisdiskussion

Die Vielgestaltigkeit der Fauna (10 systematische Gruppen) zeigt, dass die neu angelegten Teiche im landwirtschaftlich geprägten Donaumoos einen zusätzlichen Lebensraum darstellen.

In die Auswertung der Daten wurden schwerpunktmäßig Eintagsfliegen, Mücken und Schnecken einbezogen. Diese kamen in allen Proben vor und zeigten in ihren Individuendichten Differenzierungen zwischen einzelnen Probenstellen und -terminen.

Insgesamt waren Zuckmückenlarven dominant (vgl. Datensammlung). Stechmückenlarven (*Culicidae*) waren nur selten vertreten. Zuckmückenlarven kommen ganz allgemein in nährstoffreichen Seen und Teichen in großer Zahl vor (BAUR, 1997). Da die Rohrkolbenteiche sehr nährstoffreich und aufgrund ihrer geringen Tiefe auch sehr produktiv sind, war die hohe Individuendichte der Chironomidenlarven zu erwarten. Diese ernähren sich, wie auch Schnecken und Eintagsfliegenlarven, vom anfallenden organischen Material. Die Stechmückenlarven sind für Räuber, wie Wasserwanzen, Käfer und deren Larven eine leichte Beute, da sie sich hauptsächlich im Freiwasser direkt unterhalb der Wasseroberfläche aufhalten. In einem größeren dauerhaften Biotop können sich die Stechmücken nicht so stark vermehren, da dieses auch von räuberischen Arten bevorzugt wird. Stechmückenlarven entwickeln sich besonders gut in kleinsten oft nur kurzzeitig vorhandenen Gewässern, wie Überschwemmungsflächen (vgl. das Pflingsthochwasser 1999) oder Regenwassertonnen.

Die meisten Tiergruppen (Ausnahme: Köcherfliegenlarven und Mückenlarven) waren im zweiten Untersuchungsjahr stärker vertreten. Dies spricht jedoch nicht unbedingt für eine höher werdende Individuendichte bei mehrjähriger Entwicklung. Auch Witterungseinflüsse und der Zeitpunkt des Wiederauffüllens der Teiche könnten eine Rolle gespielt haben. Dafür spricht die andeutungsweise zweigipfelige Entwicklung der Individuendichte der

Eintagsfliegenlarven (vgl. Abb. 7.4 und 7.5). Auf eine Schädigung durch das Ablassen der Teiche könnten ihre unterschiedlichen Individuendichten im Herbst 1999 und Frühjahr 2000 hinweisen.

Bei den Eintagsfliegenlarven handelte es sich um Individuen aus zwei Gattungen. Die meisten gehörten zur schwimmenden Gattung *Cloeon*, wenige zur Gattung *Caenis*, die zu den schlammkriechenden Arten zählt.

Beide fressen Detritus und haben damit in den Teichen geeignete Lebensbedingungen.

Die Larven überlebten den Winter 99/00 nicht in großer Zahl (vgl. Abb. 7.4 und 7.5), sonst müssten im Frühjahr 2000 annähernd so viele Individuen wie im Herbst 1999 vorkommen. (vgl. Ökologie der Art, BAYERISCHES LANDESAMT für WASSERWIRTSCHAFT, 1988). Die geringe Individuendichte im Frühjahr 2000 könnte auf das Ablassen der Teiche zurückgeführt werden.

Auch andere Tiergruppen mit mehrjähriger Larvalentwicklung (Großlibellen und einige Käferarten) wurden nur in geringer Individuendichte angetroffen.

Diese Daten weisen darauf hin, dass durch das Ablassen der Teiche im Winter einige Tiergruppen beeinträchtigt werden können.

Es ist auch nicht auszuschließen, dass durch die Wasserzufuhr aus den Bächen Tiere oder Eier verschiedener Gruppen in den Teich gelangen konnten. So kamen Flohkrebse und Stichlinge im ersten Untersuchungsjahr überhaupt nicht vor, während sie im zweiten Jahr wenn auch nur in den Teichen I und II vertreten waren. Egel kamen ebenfalls hauptsächlich im zweiten Untersuchungsjahr vor. Ihr Schwerpunkt lag jedoch in Teich II an den Probenstellen 3 und 4. Genauso gut hätten aber auch Enten diese Tiere einschleppen können.

Die Wasserqualität spielt für die Besiedelung sicher auch eine gewisse Rolle. Die meisten in den Teichen registrierten Tiergruppen zeigten eine Wassergüte der Klasse 2 bis 3 an. Allerdings waren auch Zeiger für Wassergüteklasse 3,5 und 4 vorhanden. Auch die starke Sauerstoffzehrung an den meisten Probenstellen wies auf eine hohe organische Belastung hin, der H₂S-Geruch an einigen Probenstellen auf anaerobe Abbauprozesse hin.

7.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Diversität der Landschaft und der dort lebenden Pflanzen- und Tiergruppen wird durch die Anlage von Rohrkolbenteichen auf Landwirtschaftsflächen erhöht. Viele Süßwasserarten haben neue Lebensräume.

Das Ablassen der Rohrkolbenteiche in der Frostperiode stellt für viele Tiere mit mehrjähriger Larvenentwicklung oder mit einer Winterruhe im Schlamm einen dramatischen Eingriff dar. Durch das Ablassen des Wassers sind sie dem Frost schutzlos ausgeliefert. Selbst bei hartgefrorenem Schlamm dürfte die Mahd mit Kettenfahrzeugen den Grund zusätzlich verdichten und für dort überwinternde Tiere tödlich sein.

Die Situation könnte verbessert werden, wenn in jedem Teich mehrere tiefe, ins Grundwasser reichende Senken angelegt würden, in die sich die Tiere beim Ablassen der Teiche zurückziehen könnten.

Zusätzlich wäre zu überlegen, ob ein Ablassen der Teiche im Spätherbst, wie das bei Fischteichen geschieht, nicht sinnvoller wäre. Die zu dieser Zeit noch aktiven Tiere könnten sich dann in die Tiefwasserzonen zurückziehen. Dies ist, wenn die Teiche im Winter abgelassen werden, meist nicht mehr möglich.

Selbst ein „erntetechnisch bedingtes“ Trockenliegen der Teiche über den gesamten Winter wäre für die Wassertiere leichter zu verkraften, als ein plötzlicher Eingriff in einer Frostperiode.

Literaturverzeichnis

- BAUCHHENSS, J. (1969): Die Kleinturbellarien Frankens, Berichte der naturwissenschaftlichen Gesellschaft Bayreuth, XIII, p. 62
- BAUERNFEIND, E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen, Bundesanstalt für Wassergüte, Wien, p. 181
- BAUR, W. (1997): Gewässergüte bestimmen und beurteilen, 3. Auflage, Berlin, Wien, p. 209
- BAYER. LANDESAMT für WASSERWIRTSCHAFT (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten, p. Gas 1 - 12
- BELLMANN, H. (1988): Leben in Bach und Teich, Pflanzen und Wirbellose der Kleingewässer, München, p. 305
- BROCK, V., KIEL, E. u. W. PIPER (1995): Gewässerfauna des norddeutschen Tieflandes, Berlin, Wien, p. 225 -
- PFADENHAUER, J. (1993): Vegetationsökologie, ein Skriptum, IHW-Verlag, Eching, p. 301
- SANDMANN, E. (2000): Microhabitat Field-Studies In A Natural Lake Littoral Zone And Different Mesocosm Systems For An Ecotoxicological Test With Cypermethrin, Dissertaion, Forschungsdepartment Ökologie, TU-München, p. 183
- SCHUCH, M. (1977): Das Donaumoos und einige seiner gegenwärtigen Hauptprobleme, TELMA, 7, 167 - 173
- SCHUCH, M. (1978): Die Kartierung des Donaumooses und sich daraus ergebende Folgerungen, TELMA, 8, 245 - 249
- SCHUCH, M. (1987): Die landwirtschaftliche Nutzung des Donaumooses - ein geschichtlicher Rückblick, Probleme der Gegenwart und Sanierungsaspekte der Zukunft, Eberswalde, 1, 416 - 428
- SCHUCH, M. (1994): Das Donaumoos bei Neuburg a.D., Entstehung, Entwässerung, Besiedlung, Kultivierung und Zukunftsaspekte, in Historische Wasserwirtschaft, Stuttgart, p. 493 -518

8 Untersuchung an den Algenpopulationen in den künstlich angelegten Rohrkolbenteichen im Donaumoos - 1999 bis 2001 (Günter Henkelmann & Elisabeth Wojtynek)

8.1 Einleitung

Begleitend zu den Untersuchungen der Wasserinhaltsstoffe und der faunistischen Untersuchungen an den Rohrkolbenteichen wurden in den Jahren 1999 bis 2001 auch qualitative Untersuchungen an der Algenflora in den Teichen durchgeführt.

Die Algenflora in den Typhateichen

Die Algenflora auf den untersuchten Typhablflächen wird hauptsächlich bestimmt durch den kleinen Wasserkörper und die geringe Fließgeschwindigkeit in den Becken. Durch die steilen Beckenränder, sowie dem relativ gleichmäßigen Wasserstand, fehlt die sonst übliche Teichrandflora und die im Teichrandgebiet angesiedelten epilithischen (Algenflora auf Steinen) und epiphytischen (Algenflora auf Moosen u.ä.) Algengesellschaften.

Die geringe Wassertiefe führt weiterhin zu rel. hohen Wassertemperaturen und verhindert eine Schichtung des Wasserkörpers. So liegt in den Teichen neben der phytoplanktischen (frei schwimmende Algen) eine eher epipelische (Algenschlamm) und epiphytische Algengesellschaft vor.

Die epiphytische Algenflora ist vor allem an den Grenzschichten der Rohrkolben im Wasser, aber auch an den häufig auftretenden Lemmapopulationen auszumachen. Die Nährstoffzufuhr in den Teichen ist als gut bis sehr gut zu bezeichnen. Der pH Wert der untersuchten Proben lag im Bereich zwischen 6.5 und 7.8 d.h. es lag kein, sonst für anmoorige Überflutungen bestimmender Säuregrad vor. Die synökologischen Untersuchungen der Wasserproben der Teiche gestalteten sich auf Grund der stark sedimentbelasteten Proben und der darin befindlichen organischen Schwebstoffe als äußerst schwierig. Insbesondere die schlammigen und in Zersetzung befindlichen Partikel waren bei den mikroskopischen Untersuchungen stark hindernd.

In den Teichen mit einem relativ hohen Stickstoff- und Phosphorgehalt besteht die Algenpopulation überwiegend aus Grünalgen und planktischen Phytoflagellaten. Darunter waren Euglena, Phacus und Trachelomonas zu finden. Unter den Grünalgen (*Chlorococcales*) waren vor allem *Scenedesmus* (Gattung mit über 100 Arten) und *Chlorella vulgaris* zu finden. Auch *Volvox* war zu sehen. Neben diesen Grünalgen waren auch Vertreter der Blaualgen (*Cyanophyceae*) *Anabaena*, *Oscillatoria* oder fädige Blaualgenteppeiche bestehend aus *Cyanophyta* und *Chaetophorales* und auch *Cylindrocapsa* vertreten. In der folgenden Abbildung sind einiger Vertreter der o.g. Grün- und Blaualgen skizziert. Die Abbildung soll die immense Fülle unterschiedlichster Formen und Strukturen der Süßwasseralgen veranschaulichen, erhebt aber keineswegs den Anspruch der Vollständigkeit.

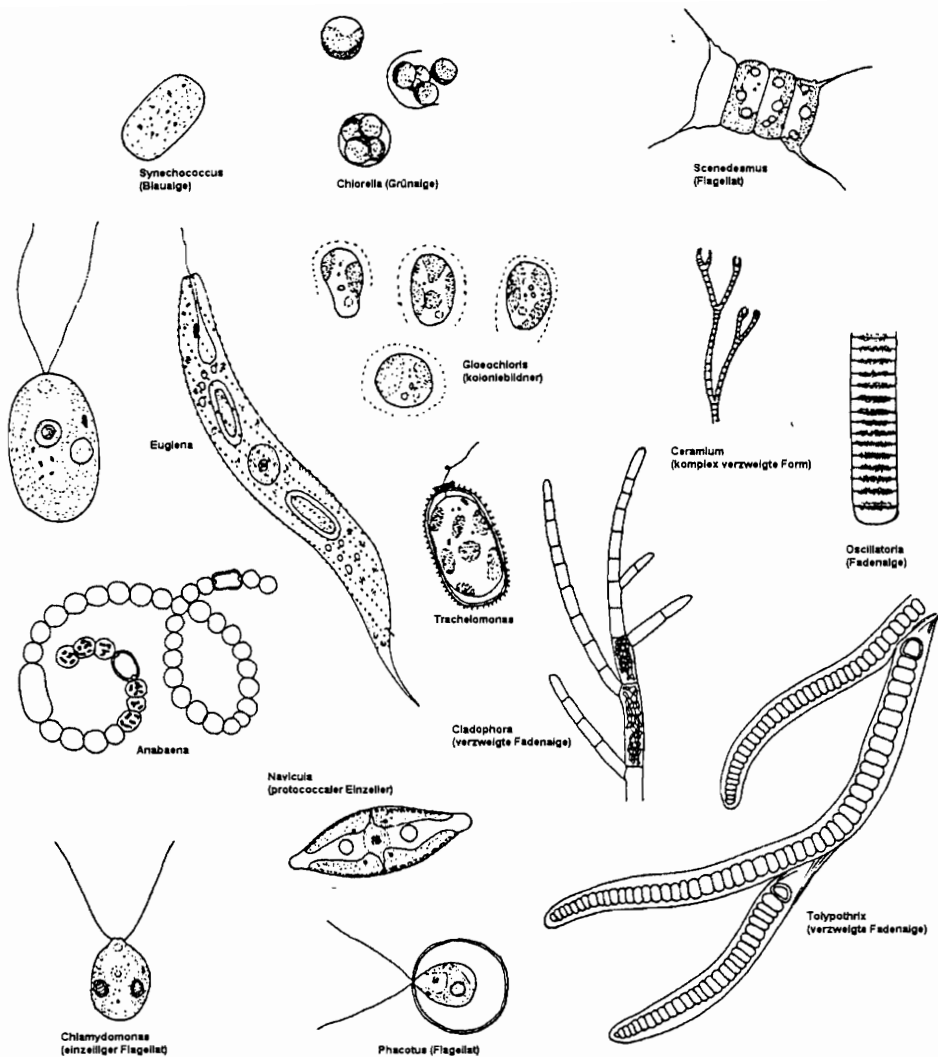


Abb. 8.1: Formenvielfalt unterschiedlicher ein- und mehrzelliger Grün- und Blaualgen. Planktische und koloniebildende Süßwasseralgen die vor allem in Seen, Teichen und Tümpeln vorkommen (nach F. E. Round)

An der sog. „Algenblüte“, die stellenweise vor allem in den heißen spätsommerlichen Tagen in den Teichen auftritt sind vor allem die Blaualgen beteiligt. Diese schwimmen durch luftgefüllte Vakuolen an die warme, nährstoffreiche Oberfläche und bilden dort geschlossene Algenteppeiche. Nach der übermäßigen Vermehrung wird das Nährstoff- und Lichtangebot bald knapp – es folgt dann das massenhafte Absterben der Algen. Durch die erneute Freisetzung der Nährstoffe bei der Lyse der Zellen können andere Wasserpflanzen den Platz der Algen einnehmen. Im Fall der Typhateiche folgte auf das Algensterben stets die massenhafte Vermehrung der Lemnakulturen. Dies mag vor allem im Spätherbst an der höheren Temperaturtoleranz der Lemna gegenüber den Algen liegen.

Eine genaue Systematik der in den Teichen vorkommenden Algen und eine quantitative Bestimmung der einzelnen Algenspezies würde weit über die gesteckten Projektziele hinausgehen und konnte auch wegen der o.g. Problematik mit Fremdstoffen auch nicht durchgeführt werden. Daher wurde versucht, den Fragen der Besiedlungsdichte und der Verbreitung der planktischen Mikroorganismen durch die im folgenden beschriebenen Methoden gerecht zu werden.

8.2 Methoden/Ergebnisse

Zellzahlbestimmung

Die Zellzahlbestimmung erfolgte in einer Erythrocyten-Zählkammer „Assistent Typ: Neubauer“ mit einer Kammertiefe von 0.1 mm und einer Kammerfläche von 1 mm². Ausgezählt wurden das Phytoplankton während der ersten Frühjahrsmonate 1999. Es wurden jeweils 2 Proben entnommen und je 2 mal unabhängig ausgezählt. Jede Zählung erfolgte in 16 Feldern der Erythrozyten-Zählkammer unter einem Phasenkontrastmikroskop bei 320facher Vergrößerung.

Ausgezählt wurden also minimal 4 x 16 Rasterfelder einer Probe. Aus diesen 64 Werten wurde der Mittelwert ermittelt. Wegen der hohen Schwebstoffanteile, organischen Bestandteilen, der geringen Größe mancher Organismen (ca. 2-3 µm), verklumpten Partikeln, der hohen Dichte von Bakterien und der Schichtung der Organismen auf mehreren Ebenen in der Zählkammer ist es problematisch eine genaue Zählung der lebenden Organismen durchzuführen.

Gesamtmasse organischer Schwebstoffanteile

Ca. 1 Liter der Wasserproben wurden über ein genau ausgewogenes Faltenfilter filtriert und nach dem Trocknungsvorgang ausgewogen (Analysenwaage). Das Filtrat war klar. Die Gesamtbiomassen der einzelnen Probenahmestandorte sind für den Zeitraum von Juni 1999 bis November 2000 in folgender Abbildung 8.2 dargestellt.

Die oben beschriebene Vermehrung von Lemna erfolgte immer auf die Vermehrungsphase 1 der Algen im Mai bis Juni und auf die Vermehrungsphase 2 im September Oktober. Besonders stark waren, wie aus der Abbildung 2 ersichtlich ist die Lemnapopulationen (die den Hauptteil der Gesamtbiomasse ausmachen) im Juni – August 1999 und Mitte Oktober bis Ende November 1999. Im Jahr 2000 war es vor allem der Juni und der Oktober. Gleichzeitig zeigte sich am Wasser im Oktober, November ein modriger, muffiger Geruch, der parallel zum Absterben der Algen und der Vermehrungsphase der Lemna verlief.

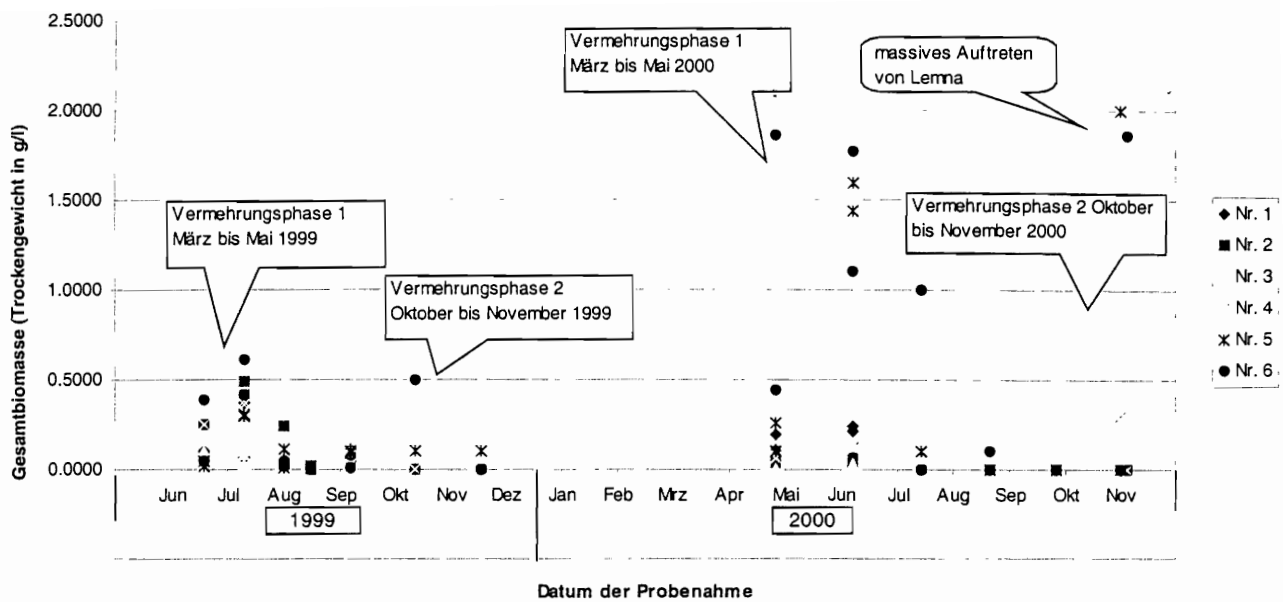


Abb. 8.2: Gesamtbio­masse im Wasser im LBP-Becken 1 (Probe Nr. 5 und 6), im Becken 2 (Probe Nr. 1 und 2) und im Becken 3 (Probe Nr. 3 und 4) im Verlauf der Jahre 1999 und 2000

Redoxpotentialmessungen an den Wasserproben

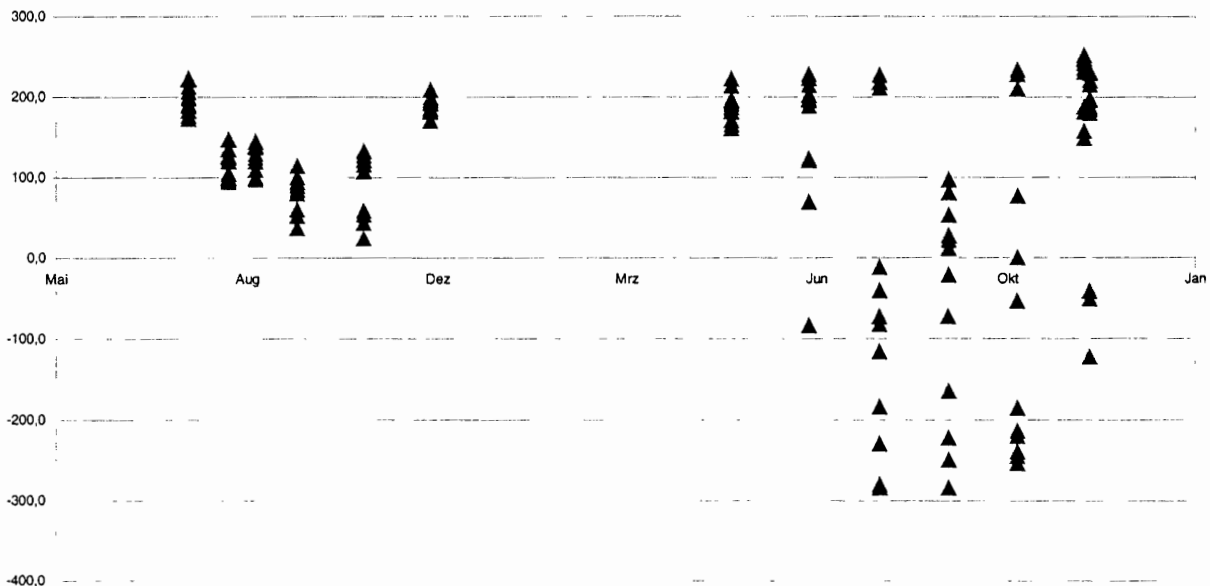


Abb. 8.3: Redoxpotential des Wassers (Probenahmestellen 1-6) im Zeitraum vom Juli 1999 November 2000. Ein negatives Redoxpotential gibt die Phasen übermäßigen Wachstums und anschließendes Absterben der Algen wieder.

Diese starke Geruchsbildung im Wasser im Oktober - November zeigte sich auch deutlich im Absinken des Redoxpotentials, d.h. vereinfacht ausgedrückt in einem Absinken (unter Null) der Leitfähigkeit des Wassers durch Reduzierung der Ionen im Wasser. Dies wird deutlich aus der Abbildung 8.3.

Nephelometrie (Optische Dichte)

Die optische Dichte bei 680 nm ist bei Algenkulturen und in der Gewässerkunde ein Maß für die Wachstumsdichte einer Algenpopulation im wässrigen Medium. Ein Spektrum von 340 - 700 nm wurde zusätzlich aufgenommen, um Chlorophyllwerte und Veränderungen der phytoplanktischen Zellpigmente (z.B. Carotinoide usw.) zu erfassen. Die Messung der optischen Dichte (OD) erwies sich bei der wegen der hohen organischen Sedimentanteile in den Proben als nicht zuverlässig.

Chlorophyllbestimmung

Die Chlorophyllbestimmung der Algen erfolgte aus aufkonzentrierten Zellsuspensionen nach Zentrifugation und Extraktion der sedimentierten Zellpellets.

Ein Aliquot des konzentrierten Phytoplanktons wurde nach der Methode von ARNON (1949) mehrmals mit Aceton extrahiert. Durch Ausettern im Scheidetrichter unter NaCl-Zugabe wurde das Chlorophyll a in die Etherphase überführt, deren Volumen gemessen und der Chlorophyllgehalt spektrophotometrisch bestimmt. Die Chlorophyllwerte der Untersuchten Proben gaben dabei Extremwerte in der Populationsdichte der Teiche wieder. Problematisch waren für die Bestimmung die zum Teil hohen Gehalte an verrottenden Blättern.

Zum Termin am 02.12.99 war das Wasser klar und hatte nur geringe Schwebstoffanteile. Dies spiegelt sich in den geringen Chlorophyllgehalten im Wasser, mit durchschnittlich etwa 9 μg Chlorophyll / Liter wieder. Ein weiteres Extrem war der Termin im Juni 99. Die Chlorophyllbestimmung erbrachte Werte bis über 1 mg / Liter. Die Algen hatten jedoch in den warmen September- und Oktobertagen nochmals eine Anhebung des Chlorophyllgehaltes zu verzeichnen. Die mittlere Chlorophyllkonzentration lag im September 99 bei etwa 200 μg Chl/Liter. Deutlich wurde die stets höhere Chlorophyllkonzentration im Becken 2 gegenüber Becken 3 und 1. Dies mag vor allem auf das Nährstoffangebot, den Wasserstand und die Wassertemperatur zurückzuführen sein. Die geringen Schwebstoffanteile in den Wintermonaten zeigen, dass das Phytoplankton mit geringerer Sonneneinstrahlung und Temperatur ab Ende September abstarb und sedimentierte.

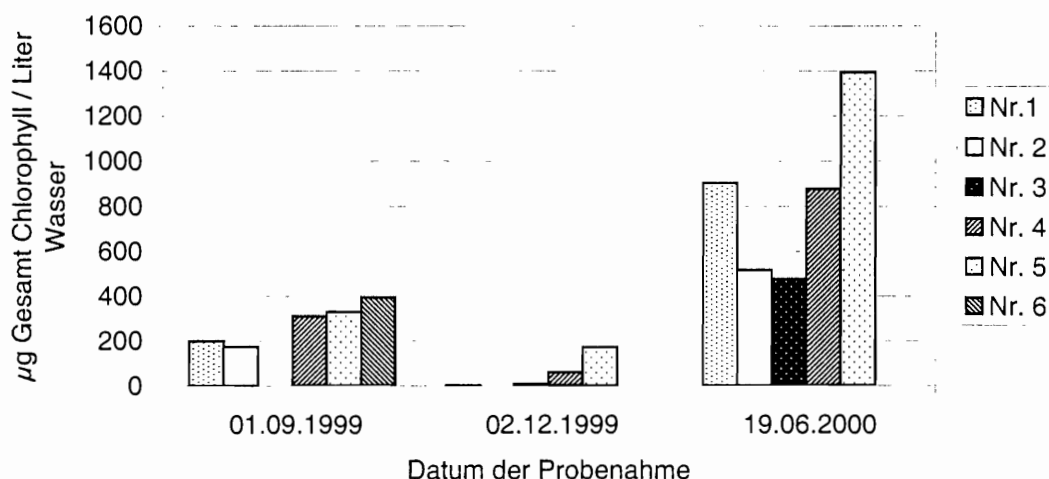


Abb. 8.4: Untersuchungen der algenbürtigen Chlorophyllgehalte zu drei Terminen im Herbst 99, Winter 99 und im Frühjahr 2000

8.3 Zusammenfassung

Ein Vergleich mit den bestimmten Gesamtbiomassekonzentrationen ergab, dass die hohen Chlorophyllwerte auch mit der Biomasse korreliert waren. Aus den Ergebnissen der Biomasse- und Chlorophyllbestimmungen waren folgende Erkenntnisse zu gewinnen:

- Die Erhöhung der Biomassekonzentration ist im Jahresverlauf geschieht in zwei großen Schüben. Im Frühjahr etwa Mai bis Juni und nochmals im September bis Oktober.
- Die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons erhöht sich dabei bis zum 1000fachen der Winterwerte.
- Die Chlorophyllgehalte im LBP-Becken waren stets höher als in den vmtl. nährstoffärmeren Becken 2 und 3. Die Chlorophyllgehalte (und Biomasse) im LBP Becken an der Probenahmestelle 6 waren immer höher als bei der Probenahmestelle 5. Möglicherweise ist dies auf die Lage der Probenahmestelle zurückzuführen. Probenahmestelle 5 liegt an der Südseite des Beckens 1. Das Wasser kann sich dort schneller erwärmen. Denkbar ist auch ein Unterschied in der Dichte des Pflanzenbewuchses (Beschattung) oder ein Unterschied in der Wassertiefe.
- Probenahmestelle 1 (im Becken 2) hatte stets eine höhere Biomasse als die Probenahmestelle 2.
- Im Becken 3 gilt gleiches wie im Becken 1. Probenahmestelle 4 hatte immer höhere Phytoplanktonwerte als Probenahmestelle 3 (4 liegt im Süden des Beckens 3).
- Ein Vergleich mit der Nährstoffversorgung an den Standorten und den Messungen der Wassertemperatur sollte darüber Aufschluss geben.

Weitere Literatur zum Thema

ARNON D. I. ;Plant Physiol., 24, 1 (1949)

ARNOLD WARTENBERG; Systematik der niederen Pflanzen, dtv Taschenbuch Verlag; 1. Auflage 1972

F.E. ROUND; Biologie der Algen; Georg Thieme verlag Stuttgart; 2. Auflage 1975

9 Die Avifauna wiedervernässter Niedermoorflächen (H. Ranftl)

9.1 Einleitung

Veränderungen des Wasserregimes durch bauliche Maßnahmen, Intensivierung der Fischerei und Zunahme der Freizeitaktivitäten führten in den letzten Jahrzehnten zu negativen Auswirkungen auf die Biozöosen von Gewässerökosystemen. Besonders intensiv untersucht sind die Wirkungen der Eingriffe und Störungen auf die Vogelwelt (z.B. BAUER & BERTHOLD 1997). Eine Konsequenz der Ergebnisse stellen Forderungen dar zur Einrichtung von Schutzgebieten und zur örtlichen Nutzungstrennung von Erholungsbetrieb und Naturschutz an Stillgewässern. Das Projekt Rohrkolbenanbau in Niedermooren bietet die Möglichkeit zur Prüfung der Frage, ob diese Nutzungsvariante auch einen Beitrag zum Vogelschutz leisten kann.

9.2 Für die Vogelwelt wichtige Requisiten der Versuchsf Flächen

Das Material der Dämme besteht in der Regel aus humosem, anmoorigem Material. Nur die Dämme der Flächen 2 und 3 zur Staatsstraße 2046 hin weisen Kiesfraktionen überwiegend geringer Korngrößen auf.

Die Dämme blieben der Sukzession überlassen. 1998 war deshalb der Bewuchs noch lückig, vor allem die Kiesflächen im NO blieben bewuchsfrei. Fruktifizierende Ruderalflora bot den Vögeln Nahrung, Sitz- und Singwarten. 1999 waren alle Dämme mit Phanerogamen bewachsen, auch einzelne Gehölze siedeln sich an. Die meisten Dammflächen blieben ungemäht.

Die lockeren, gut grabbaren Dämme dienten während Überschwemmungsperioden zahlreichen Wühlmäusen als Rückzugsgebiet.

Die Versuchsf läche 1 weist größere von Typha freie Flächen auf, 2 und 3 blieben nach der maschinellen Mahd im Spätwinter 1999/2000 an mehreren Stellen zunächst ohne Bewuchs.

Zwischen den Rohrkolben, vor allem jedoch auf den typhafreien Flächen entwickelten sich während jeder Vegetationsperiode großflächige und dichte Grünalgenwatten, die zum Teil herausgereicht wurden.

9.3 Material und Methode

Der Vogelbestand wurde in jeder Monatshälfte einmal erfasst. Da sich die Pflanzung der Rohrkolben bis Juli/August hinzog, begannen 1998 die Kontrollen im September. Aus diesem Jahr liegen acht, von 1999 24 und von 2000 25 Protokolle vor. Die Bestandserhebung erfolgte durch Begehen der Dämme und Stege, bei tragfähiger Eisdecke auch der gesamten Versuchsf lächen; Zeitaufwand/Kontrolle 55 ± 10 Minuten.

Die Statusangaben bei den Brutvögeln – wahrscheinlich brütend, sicher brütend – richten sich nach dem internationalen Atlascode (SHARROCK 1976).

9.4 Ergebnisse

Von September 1998 bis einschließlich Dezember 2000 gelang der Nachweis von insgesamt 58 Arten, Brutvögeln und Nahrungsgästen. Die Auswertung fasst die Ergebnisse aller drei

Versuchsflächen zusammen, da bei der Vagilität der Vögel eine gesonderte Betrachtung der Einzelflächen wenig zweckmäßig erscheint. Außerdem erstreckten sich die Reviere bzw. homeranges mehrerer Brutvogelpaare auf Teile der Versuchsflächen 2 und 3. Führende Entenweibchen und Rallenfamilien nutzten beide Versuchsflächen.

Die Artenzahl für die drei kleinen Versuchsflächen mit insgesamt 8 ha Fläche ist außergewöhnlich hoch. Dabei zeigt der steile Anstieg der Artensummenkurve (Abb. 9.1), dass das Artenspektrum noch nicht vollständig erfasst wurde, also bei fortgesetzter Kontrolle weitere Arten zu erwarten sind. Wie die Artenliste zeigt, nutzten Arten aus acht der 10 definierten Vogelgilden (WARTMANN & FURRER 1977/78) die Ressourcen der Versuchsflächen und die 15 stetigsten Arten (Abb. 9.2) rekrutieren sich aus fünf Gilden. Das Bilden von Gilden ermöglicht eine ökologische Klassifizierung der Vogelgesellschaften. Unter Gilde versteht man Gruppen von Arten, welche die selben Klassen von Umweltressourcen in ähnlicher Weise ausbeuten. Maßgebend für die Einteilung in Gilden sind die für die Brutzeit häufigsten Nahrungsbestandteile und Arten des Nahrungserwerbs. Das Vorkommen von Vogelarten so vieler ökologischer Gilden verdeutlicht, dass die Vögel alle unter 9.2 kursorisch dargestellten-Requisiten nutzen.

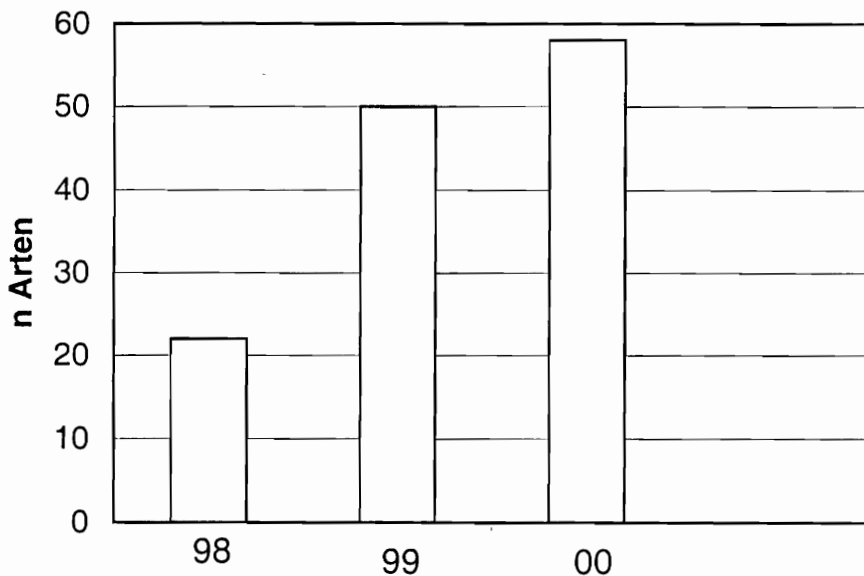


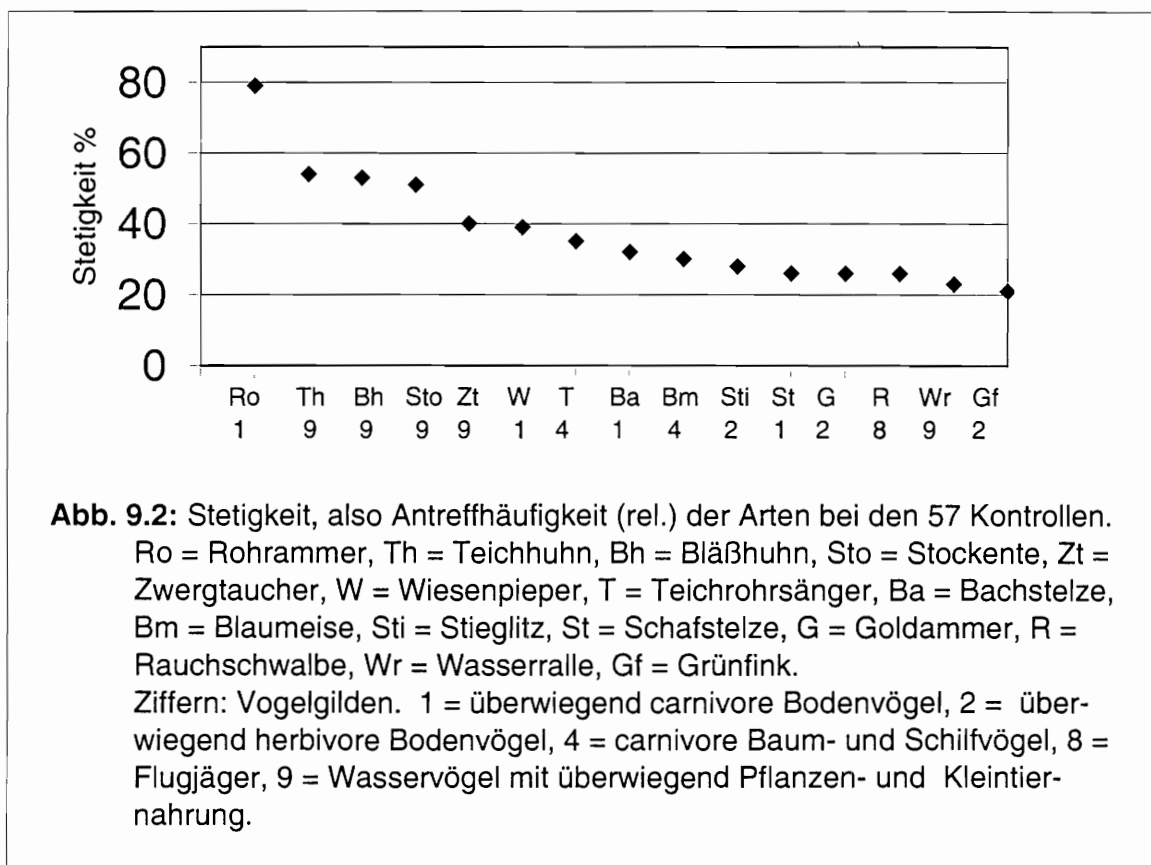
Abb. 9.1: Artensummenkurve Vögel.

Für sechs Arten liegen Brutnachweise und für acht Bruthinweise vor, davon zählen sechs Arten zu den gefährdeten Vögeln Bayerns (NITSCHKE 1992). Nach der Bewertung von Vogelbrutgebieten gemäß BERNDT et al. (1978) erhalten die Versuchsflächen 1999 6 Punkte – entsprechend lokal bedeutsam – und 2000 12 Punkte, entsprechend regional (auf Landesebene) bedeutsam.

9.5 Bewertung und Ausblick

Wie die Ergebnisse zeigen, kann Rohrkolbenanbau in Niedermooren einen bedeutsamen Beitrag zum Vogelschutz leisten. Da landwirtschaftlich genutzte Niedermoore auch wichtige Sekundärlebensräume für Wiesenbrüter darstellen (z.B. RANFTL 1982), schließen deren Brutvorkommen die Anlage von Rohrkolbenflächen aus.

Rohrkolben stellen besonders günstige Nahrungs-, Rast- und Bruthabitate für Vögel dar, wenn 5-10% der Flächen ohne Typhabewuchs bleiben und 2-5% des Bestandes nicht gemäht werden.



Literatur

- BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung.- Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BERNDT, R., H. HECKENROTH & W. WINKEL (1978): Zur Bewertung von Vogelbrutgebieten.- Vogelwelt 99: 222-226.
- NITSCHKE, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Vögel (Aves) Bayerns.- Schr. R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 28-34.
- RANFTL, H. (1982): Zur Situation des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) in Bayern.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Ba.-Württ. 25: 45-60.

- SHARROCK, J. T. R. (1976): The Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland. British Trust for Ornithology, Tring.
- WARTMANN, B. & R. K. FURRER (1977/1978): Zur Struktur der Avifauna eines Alpenteales entlang des Höhengradienten.- Orn. Beob. 74: 137-160, 75: 1-9.

10 Untersuchungen von Stickstoffemissionen aus Rohrkolben in den künstlich angelegten Rohrkolbenteichen im Donaumoos 1999 bis 2001 (Günter Henkelmann)

10.1 Einleitung

Seit langem ist es bekannt, dass Schilf, Binsen und Rohrkolben eine starke Reinigungswirkung bzgl. N-Verbindungen auf das sie umgebende Wasser haben. Ein grossteil der N-Verbindungen wird dem Wasser entzogen und in die Biomasse in der Form von Proteinen eingebaut. Bei überreichem Nährstoffangebot können Pflanzen jedoch, als eine Form der Entgiftung, auch Stickstoffverbindungen über die Spaltöffnungen der Blätter (Stomata) an die Umgebungsluft abgeben.

Stickstoffemissionen von *Typha* in den Jahren 2000 und 2001

In langjährigen Versuchen fanden sich in den 80er Jahren, an der bayerischen Landesanstalt, Hinweise auf eine Ausscheidung von gasförmigen Stickstoffverbindungen aus Boden und Pflanzen. Bei Untersuchungen mit N 15-markierten Verbindungen traten bei Kulturpflanzen Verluste bis zu 20 % der Gesamt N-Menge auf. Diese Stickstoffverluste sind stark abhängig von der N-Versorgung der Wurzeln, vom Sonnenstand und von der Feuchtigkeit. Bei großer Trockenheit und hohem Sonnenstand emittieren z.B. Weizenpflanzen ab der Blüte bis zur Reife vor allem Ammoniak über die Spaltöffnungen der Blätter (Stomata).

Eine andere Quelle für Stickstoffemission, vor allem aber für Lachgas (N_2O) ist der Boden. Der Anteil der vom Boden abgegebenen N-Verbindungen liegt dabei aber deutlich höher als der von der Pflanze stammende. Die N-Abgabe der Pflanzen, in der Form von Ammoniak (NH_3), insbesondere von nachwachsenden Rohstoffen im Freiland wurde dabei bisher nicht untersucht.

In den im Donaumoos durchgeführten Versuch, in den Jahren 1999 bis 2001 wurde die Emission von NH_3 und NO_x aus Rohrkolben auf der LBP-Fläche (Becken 1) untersucht.

10.2 Methode

Die Messung von Ammoniakemissionen aus Pflanzen

Zum Messprinzip der Ammoniakemissionen wurden zwei unterschiedliche Methoden verwendet:

Geschlossene Kammern

Die zur Messung verwendeten lichtdurchlässigen Kunststoffkammern haben Durchmesser von 15 cm bis 80 cm. Parallel zu den Messungen an den Rohrkolben wurde Grünland und Ackerboden in den geschlossenen Kammern gemessen. Die Kammern müssen sauber, fettfrei und vor allem trocken sein. Die Reinigung erfolgt mit einer 1 %igen Lösung von Deconex in Wasser. Die Kammer wird mehrmals mit destilliertem Wasser nachgewaschen und gut getrocknet. Die Messung der N-Emissionen erfolgte auf den etwa 2x 15 m großen Versuchspartellen mit unterschiedlichen Düngegraden. Es wurde hauptsächlich bei intensiver Sonnenbestrahlung in der Zeit zwischen 8 Uhr und 16 Uhr und wolkenlosem Himmel gemessen.

Der Vorteil der geschlossenen Kammern ist eine schnelle Einsetzbarkeit, die Anreicherung von Ammoniak über eine Stunde und die einfache Auswertung der Ergebnisse. Nachteile sind das Aufheizen der Kammer bei Sonnenbestrahlung und die Bildung von Wasserbeschlag an der Küvettenwand.

Mit einer Pumpe werden etwa 10 l Luft / Minute im Umluftbetrieb eingepumpt und entsprechend nachstehender Skizze über ein über ein Molekularsieb für NO_x und eine Sorptionsflasche für Ammoniak geleitet. Diese Gaswaschflasche ist mit 0.1 N H_2SO_4 befüllt.

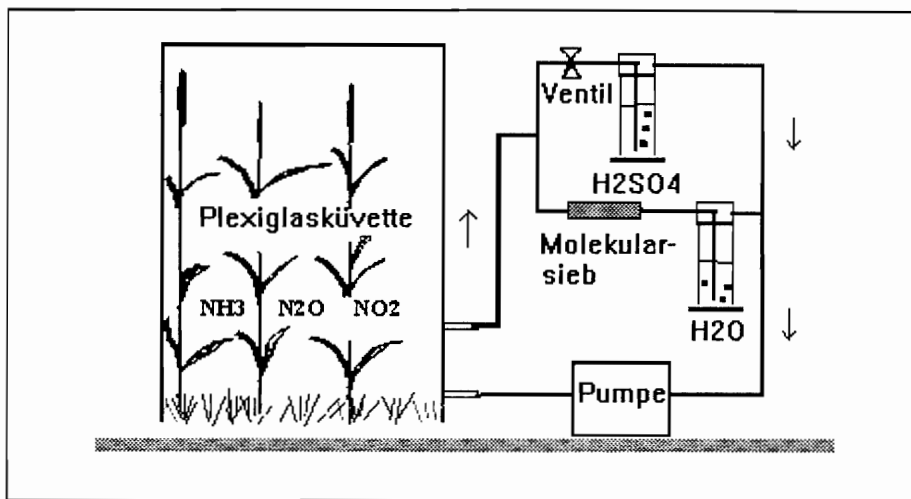


Abb. 10.1: Messanordnung zur Messung gasförmiger N-Emissionen aus Pflanzen mit einem geschlossenen Kammersystem

Die Analytik des sorbierten Ammoniaks erfolgt durch photometrische Bestimmung der NH_4 -Konzentration. Die Lösung wurde nach Neutralisation mit NaOH mit dem Ammoniumtest „Spektroquant“ der Firma MERCK Darmstadt im Photometer quantifiziert.

Offene Kammern

Die Messung von Ammoniak erfolgt bei dieser Methode mit kontinuierlichen Durchfluss von Umluft in einer „Open Top“-Kammer. Der Messwert wird durch die Differenz der Werte „Kammer mit Rohrkolben und Boden“ und „Kammer ohne Rohrkolben“ gebildet.

Vorteile der offenen Kammern sind gleiche klimatische Bedingungen außerhalb und innerhalb der Kammern und als Folge gleiche Gasaustauschbedingungen für die Pflanzen.

Nachteile sind die Abhängigkeit vom gleichmäßigen Durchfluss, die sehr geringen Ammoniakkonzentrationen, Einflüsse aus der Umgebungsluft und ein erheblicher Messaufwand für die Differenzmessung.

Die Meßanordnung ist der folgenden Abbildung zu ersehen:

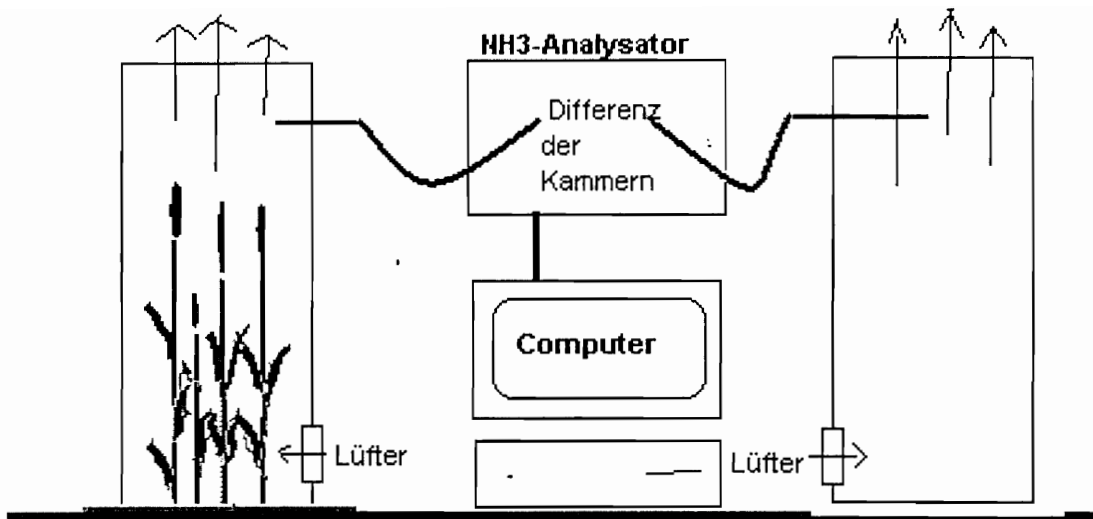


Abb. 10.2: Messanordnung zur Messung gasförmiger N-Emissionen (NH_3 und NO_x) in Rohrkolben (Typha) mit einem offenen Kammersystem

Als Differenzanalysator wurde der Ammoniakanalysator AC31 M der Fa. ANSYCO (Karlsruhe) verwendet. Bei diesem Gerät wird das Ammoniakgas in einem Edelstahlkonverter in NO umgewandelt und anschließend als Chemilumineszenzsignal von NO_2 gemessen. Der Messbereich ist zwischen 0,1 ppm und 10 ppm einstellbar. Die Nachweisgrenze beträgt < 3 ppb. Über einen Computer werden die Messsignale von 6 Küvetten gleichzeitig verarbeitet und gespeichert.

In drei Parallelen Messungen wurden je 8 bis 10 Rohrkolben in eine Messküvette aus Kunststoff (bzw. Folie) eingebracht. Während des ganzen Tages wurden die gasförmigen Emissionen kontinuierlich gemessen und alle 5 Minuten ein Mittelwert gespeichert.

Die aufgezeichneten Emissionskurven wurden im Computer verrechnet und mit einer Messung der Umgebungsluft verglichen.

Die Spurengase NH_3 und NO_x (bestehend aus NO und NO_2) wurden zu mehreren Terminen im Sommer und zu einem Termin im Herbst untersucht. Die dabei verwendete Plexiglasküvette bzw. das Foliengestell stand mit dem Sockel im Wasser. Die Messungen erfolgten grundsätzlich bei heißem, sonnigen Wetter um die maximal mögliche Emission aus den Rohrkolben zu erfassen. Nur bei diesen Wetterbedingungen sind die Spaltöffnungen maximal geöffnet.

10.3 Zusammenfassung / Ergebnisse

Emission von Ammoniak und Stickoxiden aus Rohrkolben

Exemplarisch wird in der folgenden Abbildung ein typischer Messtermin Ende Juli dargestellt. Die NH_3 Emissionen begannen ca. ab 9:30 Uhr und hatten ihren Höhepunkt um die Mittagszeit.

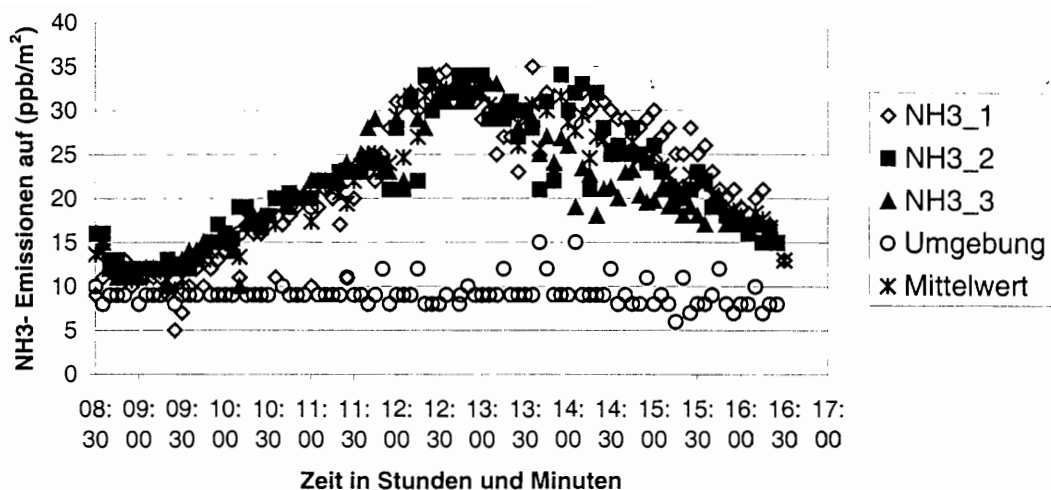


Abb.10.3: Messung der Ammoniakemission im Tagesverlauf. Messung von 10 Typhapflanzen in der Küvette (3fache Wiederholung)

Die Temperaturen der Luft betragen an diesem Tag morgens 22 °C, mittags 35 °C. Die Lichtintensität lag an diesem Tag zwischen 40 000 und 65 000 Lux. Die Bodentemperaturen lagen jeweils einige °C darunter.

Die Blattfläche der grünen Pflanzenteile und deren Chlorophyllgehalt wurde zu jedem Messzeitpunkt bestimmt.

- Die Emission von Ammoniak konnte in allen Versuchen bei Temperaturen über 15 °C und starker Sonneneinstrahlung gemessen werden
- Bei einem Messtermin im September 99, bei Temperaturen um 13 °C lagen die Emissionen etwa bei einem Zehntel der NH₃-Emissionen, die in der Abbildung dargestellt sind.
- Bei 5-6 einstündiger Messzeit konnten Mengen von 0,2 bis 2 mg NH₃ pro Stunde und Quadratmeter nachgewiesen werden
- Mit fortschreitendem Reifegrad der Pflanzen steigt die Emissionen von NH₃ an
- Eine Korrelation der emittierten NH₃ Menge zur Sonnenintensität kann vermutet werden. Es scheint eine Sonnenintensität von mehr als 50000 Lux nötig zu sein um einen Emission von Ammoniak beobachten zu können
- Die NH₃-Emissionen standen in direkter Beziehung zu den Temperaturen während der jeweiligen Messperiode
- Temperatureffekte werden jedoch von Niederschlägen und der Luftfeuchte deutlich überdeckt. Bei feuchter Witterung und Niederschlägen ist wegen der guten Wasserlöslichkeit von Ammoniak im Wasser eine Messung nicht möglich
- Die Emissionsraten sind von der Nährstoffversorgung abhängig

Die Ammoniakemissionen sind von zunehmender Bedeutung für die Umwelt. Steigen die Emissionen an, so erhöht sich auch die trockene und nasse Deposition von Ammoniak in Gebieten die sehr empfindlich auf solche Veränderungen reagieren können. In der Folge einer erhöhten Stickstoffdeposition können Wälder, Pflanzenbiotope mit Magerrasen und Heideflächen in ihrer Vegetation beeinflusst und die Artenzusammensetzung verändert werden. Eine Erhöhung der Stickstoffeinträge führt gleichzeitig zu einer Steigerung der Versauerungsrate der Böden und durch mikrobielle Umwandlung zu einer verstärkten Stickoxidemissionen aus dem Boden. Die aus den Rohrkolben emittierten Ammoniakmengen lagen bei diesen punktuellen Messungen im Bereich von bis zu 2 mg / Stunde und Quadratmeter. Für ein Hektar Typha kann daher etwa mit der Ammoniakemission von ca. 5-10 kg pro Jahr gerechnet werden. Zu berücksichtigen sind zudem bei Nachwachsenden Rohstoffen die in den Pflanzen gebundenen Stickstoffverbindungen. Nach Verwertung und eventueller späterer Kompostierung oder auch bei der thermischen Verwertung können diese ebenfalls freigesetzt werden. Es sollte daher, gerade bei den Nachwachsenden Rohstoffen eine ganzheitliche Bilanzierung von Stickstoffaufnahme und Stickstoffoutput mit in die Betrachtungsweise einfließen.

Weitere Literatur zum Thema

- ISERMANN K.: Die Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. DLG-Forschungsberichte zur Tierernährung (im Druck 1990a)
- SCHJORRING, J. K., A. KYLLINGSBEAEK, J. V. MORTENSEN & S. BYSKOV-NIELSEN 1993a. Field investigations of ammonia exchange between barley plants and the atmosphere. II. Nitrogen reallocation, free ammonium content and activities of ammonium assimilating enzymes in different leaves. *Plant, Cell and Environment* 16: 169-178.
- WEILAND, R. T. & T. E. OMHOLT 1985. Method for monitoring nitrogen gas exchange from plant foliage. *Notes. Crop Science* 25: 359-361.
- PARTON, W. J., J. A. MORGAN, J. M. ALTENHOFEN & L. A. HARPER 1988. Ammonia volatilization from spring wheat plants. *Agronomy Journal* 80: 419-425.
- Harper, L. A., R. R. Sharpe, G. W. Langdale & J. E. Giddens 1987. Nitrogen cycling in a wheat crop: Soil, plant and aerial nitrogen transport. *Agronomy Journal* 79: 965-973.

11 Einfluß der Wiedervernässung von degradierten Niedermooren auf die Emission klimarelevanter Spurengase (Thomas Kamp)

11.1 Einleitung

Die Renaturierung degradierter Niedermoorstandorte geht mit weitreichenden Veränderungen der vorliegenden Stoffumsetzungen einher. Besonders die Umwandlung der N₂O Quelle 'aerob, degradiert' zu einer CH₄ Quelle 'anaerob, überstaut' bedarf einer genauen Datengrundlage um die Be- oder Entlastung der Atmosphäre mit Treibhausgasen quantifizieren zu können. Die Flussraten der klimarelevanten Spurengase CO₂, N₂O und CH₄ und begleitende Parameter wurden an zwei Systemen - degradiert vs. wiedervernässt - untersucht.

11.2 Material und Methoden

Versuchsflächen

Ca. 30 m östlich des Grabens 242 (vgl. Lageplan in Anlage) wurde auf einem extensiv bewirtschafteten Grünland (ca. 3-4 Schnitte pro Jahr) eine Referenzfläche R (ca. 4 × 8 m) eingerichtet. Die Bewirtschaftung der Referenzfläche orientierte sich an der üblichen Praxis und wurde in zeitlich unmittelbarem Zusammenhang mit der Grünlandbewirtschaftung manuell durchgeführt.

In den überfluteten Flächen wurden Laufstege installiert, die, um Randeffekte zu vermeiden, ca. 30 m in die Versuchsflächen hineinragen (vgl. Lageplan in Anlage). In den Flächen 1, 2, 3 und R wurden Messstellen zur Erfassung klimarelevanter Spurengase eingerichtet. Die Flächen 2, 3 und R wurden mit jeweils acht Entnahmestellen (Bodenringe) ausgerüstet, jeweils drei der acht Bodenringe wurden pflanzenfrei gehalten. In Fläche 1 wurden je fünf Bodenringe in den Schlag 2 'Pflug' und in den Schlag 1 'Grasnarbe' installiert.

Messung der Spurengasflüsse

Die Untersuchungen wurden mit abgedunkelten Gassammelhauben ('closed chamber technique') durchgeführt (HUTCHINSON & MOSIER, 1981; FLESSA *et al.*, 1995, 1998). In den Flächen 2, 3 und R wurden Haubensysteme mit Ø 1,13 m (entspr. A = 1 m²) verwendet, die durch den Einsatz von Zwischenstücken dem Pflanzenbestand (bis max. 3 m) angepasst werden konnten.

In Fläche 1 wurden Hauben mit Durchmesser von 0,3 m und Höhe von ca. 0,12 m eingesetzt. Gegenüber dem an den Flächen 2, 3 und R verwendeten Haubensystem wurden die hier benutzten Hauben nicht dem wachsenden Pflanzenbestand angepasst. Die Messflächen in den Schlägen 1 und 2 mussten daher ständig vegetationsfrei gehalten werden.

Die Anreicherungsphase variierte, je nach Einsatz von Zwischenstücken, zwischen 0,25 und 1,5 Stunden. Die Gasprobennahmen erfolgten jeweils vom Vormittag (10:00 MEZ) bis zum frühen Nachmittag (15:00 MEZ). Probennahmen von Gasen, Boden und Wässern wurden vom 22.07.98 bis 20.12.00 in wöchentlichen Intervallen an den Versuchsflächen 2, 3 und R durchgeführt. Vom 30.09.99 bis 16.12.99 und vom 11.05.00 bis 20.12.00 wurden Messungen an der Versuchsfläche 1 vorgenommen.

Die Detection der Gase erfolgte an einem automatisiertem GC-System (Shimadzu 14B) mit FID (flame ionization detector; CH₄) und ⁶³Ni-ECD (electron capture detector; CO₂, N₂O) (HANTSCHEL *et al.*, 1994; LOFTFIELD *et al.*, 1997).

Boden- und Wasserproben

Wasserproben (Flächen 1, 2, 3, Graben 242, Pegel Referenzfläche) und Bodenproben (Referenzfläche) wurden wöchentlich genommen. Wasserproben wurden unmittelbar neben den installierten Bodenringen durch Eintauchen des Probenahmegefäßes entnommen. Die Wasserproben 'Pegel Referenzfläche' wurden mittels einer Handpumpe gewonnen. Für die Entnahme von Bodenproben wurde eine Mischprobe (5 Einstiche, Ø 0,035 m Pürkhauer-Bohrstock) über eine Fläche von etwa 30 m² gewonnen.

Die Erhebungen von Sauerstoff- und Temperaturdaten aus den Wasserflächen wurde durch Eintauchen einer Einstabmesskette (WTW OXI340/CellOx325) gewonnen.

Wasserproben wurden nach Filtration über 0,45 µm PolyCarbonatFilter auf gelösten organischen Kohlenstoff ('DOC') an einem TOC-Analysator SHIMADZU und auf Gesamt N, Nitrat, Ammonium und Phosphat an einem SKALAR continuous flow system analysiert.

Registrierung der Witterungsdaten

Unmittelbar neben der Referenzfläche wurde eine Klimastation zur Erfassung von Globalstrahlung, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Luftfeuchte und Niederschlag installiert.

11.3 Ergebnisse und Diskussion

Witterungsverlauf während des Untersuchungszeitraums

Mit Tagestemperaturen der Luft (in 2 m Höhe) von -12°C (Dezember/Januar) bis 22°C (July) zeigten die Messjahre 1998 bis 2000 einen fast identischen Verlauf (Abb. 11.1). Gegenüber dem Oktober/November 1998 wurden in 1999 und 2000 wesentlich geringere Niederschläge festgestellt (fehlende Witterungsdaten im Herbst 1999 aufgrund technischer Defekte wurden durch manuelle Messungen komplettiert; nicht dargestellt). Dies spiegelt sich in der Höhe des Grundwasserstands und des Bodenwassergehalts auf der Referenzfläche wieder (Abb. 11.2). Während im Winterhalbjahr 1998/99 nahezu gesättigte Verhältnisse in den oberen 20 cm Boden (120 bis 190 %_{TG}) sowie Grundwasserstände um -10 cm vorlagen, wurden im Winterhalbjahr 1999/2000 und 2000/2001 Grundwasserstände von -100 bis -40 cm verzeichnet und die Bodenwassergehalte tendierten um 100 %_{TG}. Somit stellte sich die Messperiode 1998/99 zwar vergleichbar warm, jedoch wesentlich feuchter als die Messperiode 1999/2000 und 2000/2001 dar.

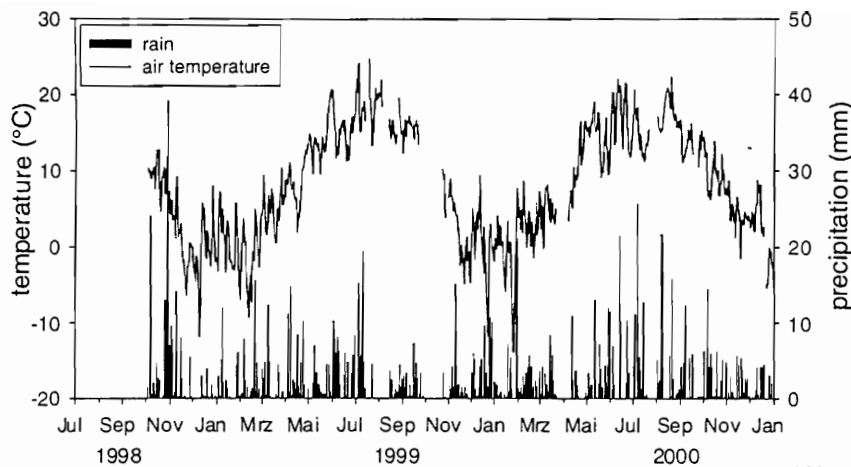


Abb. 11.1: Mittlere Tagestemperaturen der Luft und Tagesniederschläge während des Untersuchungszeitraums.

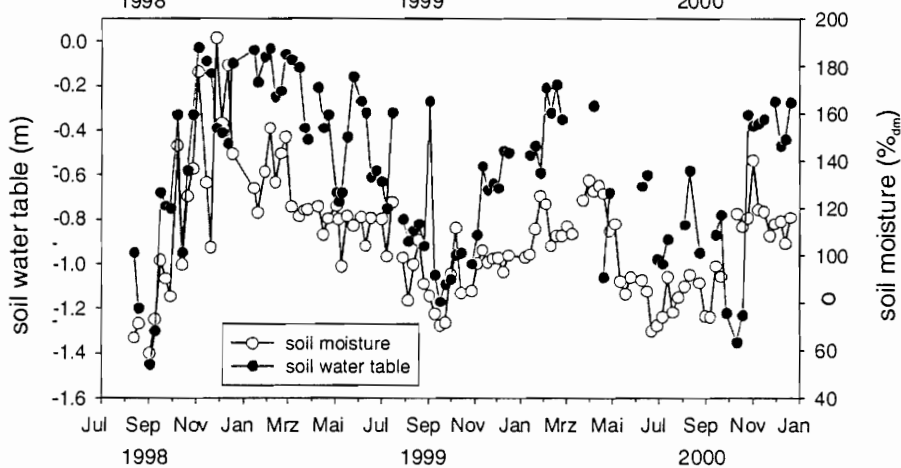


Abb. 11.2: Änderungen von Grundwasserstand und Wassergehalt der oberen 20 cm Boden während des Untersuchungszeitraums.

CH₄ Flussraten

Die durchschnittlichen Flussraten für Methan betragen ca. $-11 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ für die Referenzfläche, die damit als Netto-Methansenke zu bezeichnen ist. Nur zu wenigen Messterminen wurden geringe Methan-Abgaben aus dem System an die Atmosphäre festgestellt. Anfang November 1998 sowie im Februar 1999 lagen in den obersten Bodenzentimetern gesättigte Verhältnisse vor (vgl. Abb. 11.2). Die bisher höchsten Aufnahmeraten ($-41 \pm 30 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) wurden Mitte September 1998 bei sehr niedrigen Grundwasserständen (ca. 0,8 bis 1,4 m) ermittelt.

Aus den überfluteten Flächen wurden im Gegensatz hierzu Methanfreisetzungen von durchschnittlich 1200 (Fläche 2) und $3900 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Fläche 3) festgestellt. Im untersuchten Messzeitraum lagen die höchsten Emissionen zwischen July und Oktober 1999 und zwischen Mai und Oktober 2000 vor. Während der Wintermonate traten nur geringe Freisetzungen auf. Die Emissionen aus Fläche 3 waren durchschnittlich zehnfach höher als die aus Fläche 2. (Abb. 11.3, Tab. 11.1). Die räumliche Variabilität in allen Flächen betrug durchschnittlich 62 %CV (maximal 1700 %CV Fläche 3) und lag damit in Bereichen die schon mehrfach bestätigt wurden (vgl. AMBUS & CHRISTENSEN, 1995: 166 bis 1787 %CV). Die kumulierten Methan Flussraten über den Untersuchungszeitraum betragen $-0,2 \pm 0,3 \text{ kg C ha}^{-1}$ ($-0,8 \pm 0,1 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für die Referenzfläche und $246 \pm 60 \text{ kg C ha}^{-1}$ ($108 \pm 26 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bzw. $759 \pm 347 \text{ kg C ha}^{-1}$ ($333 \pm 192 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für Fläche 2 und Fläche 3. Die Unterschiede zwischen allen drei Flächen waren signifikant verschieden ($P < 0.05$).

Vergleiche mit Standorten in Skandinavien (MARTIKAINEN *et al.*, 1995) zeigten, daß die Methanaufnahme in Böden trockengelegter Moore im gleichen Bereich wie bei der Referenzfläche lag, naturnahe Niedermooere mit hohem Grundwasserspiegel jedoch z.T. höhere Freisetzungen (190 bis $480 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wie die vorliegenden überfluteten Flächen zeigten. Unter alleiniger Berücksichtigung der beprobten Bodenringe in Fläche 3 mit den höchsten Emissionen, könnten auf der derzeitigen Datengrundlage Methan Emissionen von maximal $400 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erreicht werden. Dies würde die Freisetzungsraten naturnaher, skandinavischer Niedermooere nicht ganz erreichen. Auch andere Autoren (Tab. 11.2) wiesen bisher höhere Methan Freisetzungen aus naturnahen oder wiedervernässten Niedermooerstandorte nach. Es bleibt somit abzuwarten, in welche Richtung sich die noch jungen wiedervernässten Standorte im Donaumoos entwickeln.

Zur Zeit liegen noch keine eindeutigen Erklärungen für die hohen Methan Freisetzungen aus Fläche 3 gegenüber Fläche 2 vor. Vermutlich spielen aber Sauerstoffverfügbarkeit und gelöste organische C-Verbindungen eine gewisse Rolle.

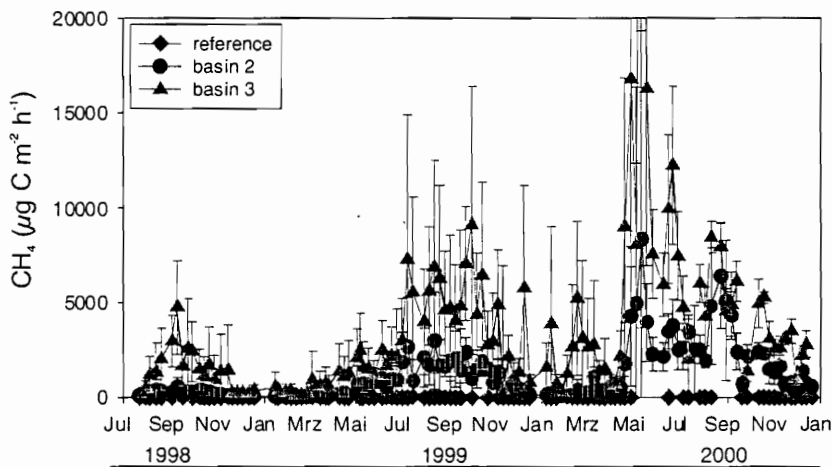


Abb. 11.3: CH_4 Flussraten der Referenzfläche, Fläche 2 und Fläche 3 (mit Vegetation, $n=5$)

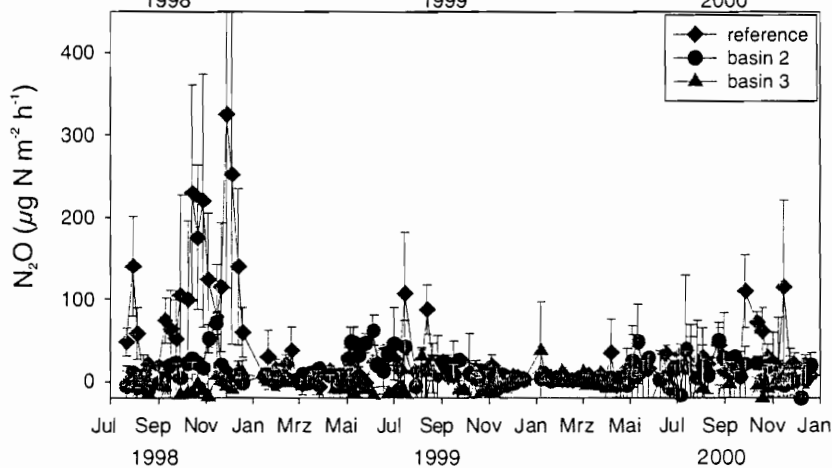


Abb. 11.4: N_2O Flussraten der Referenzfläche, Fläche 2 und Fläche 3 (mit Vegetation, $n=5$)

N_2O Flussraten

Die Flussraten von N_2O aus dem degradierten Grünland (Referenzfläche R) lagen während des Untersuchungszeitraums zwischen -6 (geringe Aufnahmen) und $325 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die zeitliche und auch räumliche Variabilität der vorliegenden Freisetzungsraten für N_2O (60 bis

340 %CV) lagen in vergleichbaren Größenordnungen wie sie schon mehrfach bereits beschrieben wurden (AMBUS & CHRISTENSEN, 1995).

Während aus der Referenzfläche im vorliegenden Untersuchungsabschnitt einzig Freisetzungen von N₂O aus dem Boden in die Atmosphäre festgestellt wurden, bzw. nur geringe Aufnahmen zu wenigen Zeitpunkten festgestellt wurden, wurden aus den überfluteten Fläche 2 und 3 teilweise starke Aufnahmen in das System verzeichnet. Für Fläche 2 lagen die N₂O Flussraten zwischen -81 und 71 μg N m⁻² h⁻¹ und für Fläche 3 zwischen -160 und 38 μg N m⁻² h⁻¹.

Während der Wintermonate war der Boden der Referenzfläche zeitweilig bis in 0,2 m gefroren und auf den beiden überfluteten Fläche war eine, stellenweise bis zu 0,1 m dicke, Eisschicht ausgebildet. Während die Eisschicht in den Überflutungsflächen als Diffusionsbarriere für Gase in das oder aus dem System fungierte, wurden in der Referenzfläche Dezember 1998 / Januar 1999 und Dezember 2000 Taupeaks (CHRISTENSEN & TIEDJE, 1990; CHEN *et al.*, 1995) mit Emissionen von 325 bzw. 114 μg N m⁻² h⁻¹ ermittelt.

Weitere Frost-Taupeaks, besonders während der zwei Frostperioden Dezember 1999 und Februar 2000, lagen entweder nicht vor oder wurden durch die wöchentlichen Messungen nicht erfasst.

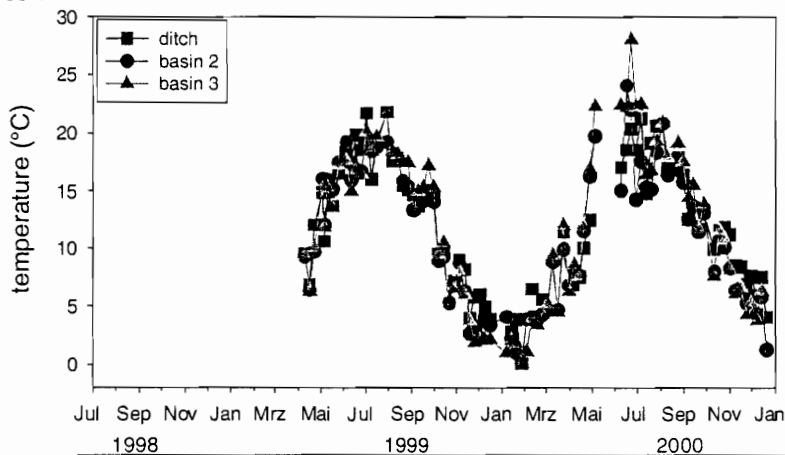


Abb. 11.5: Wassertemperaturen an den Messstellen 2, 3 und Graben 242.

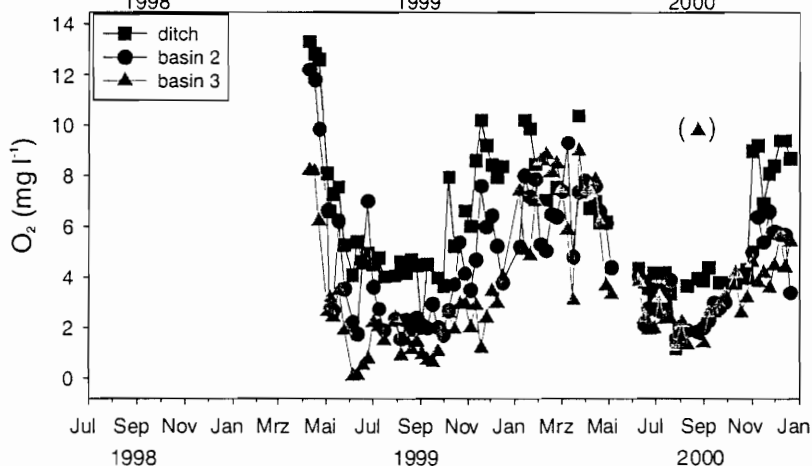


Abb. 11.6: Sauerstoffkonzentrationen an den Messstellen 2, 3 und Graben 242.

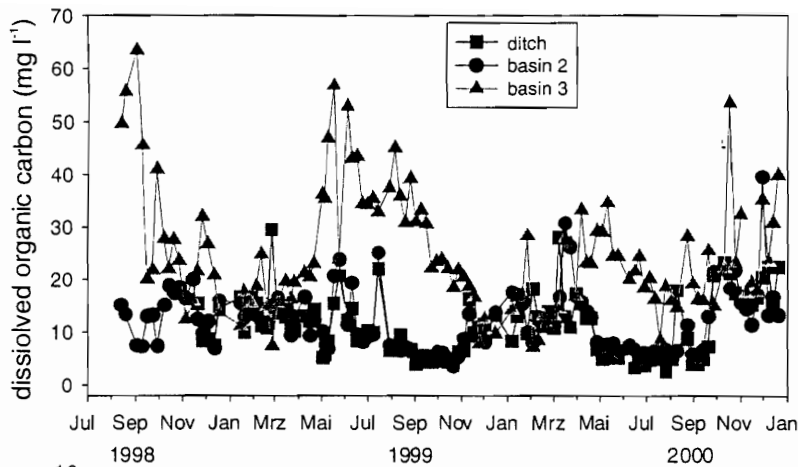


Abb. 11.7: Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) an den Messstellen 2, 3 und Graben 242.

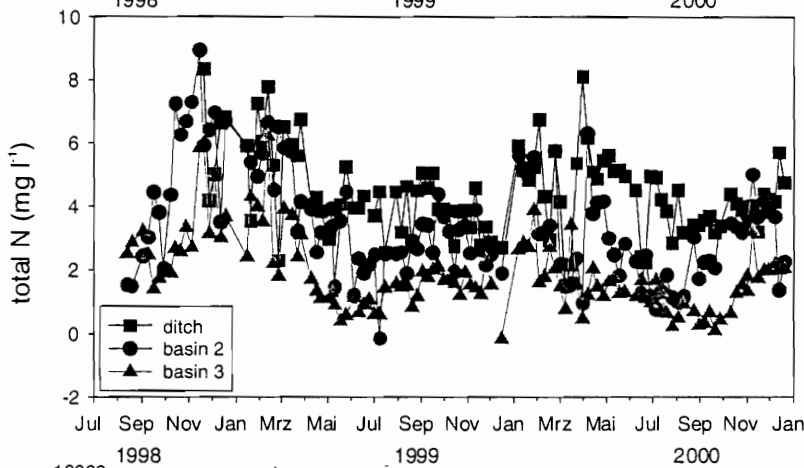


Abb. 11.8: Gesamt N-Gehalt an den Messstellen 2, 3 und Graben 242.

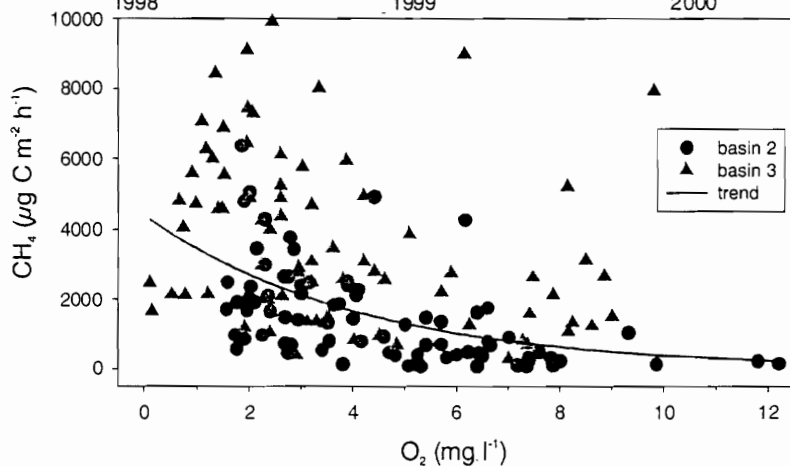


Abb. 11.9: Abhängigkeit der CH_4 Flussraten aus Fläche 2 und 3 vom Sauerstoffgehalt des Wassers (Bodenringe mit Vegetation; $n=159$).

Die über den Untersuchungszeitraum kumulierten N_2O Flussraten betragen für die Referenzfläche $6,9 \pm 1,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ und für die überfluteten Flächen $2,0 \pm 1,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Fläche 2) und $-2,2 \pm 3,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Fläche 3). Signifikante Unterschiede der N_2O Flussraten zwischen den überfluteten Fläche bestanden nicht. Der Vergleich mit der Referenzfläche hingegen war hoch signifikant ($P < 0.05$).

Begleitende Messparameter (Temperatur, Sauerstoffgehalt, gelöster organischer Kohlenstoff, Gesamt N)

Auffallend im Vergleich der beiden überstauten Flächen waren die hohen CH_4 Freisetzungen, besonders während der Sommermonate, der Fläche 3 gegenüber Fläche 2. Seit April 1999

wurden deshalb während der Gasprobennahmen manuelle Erhebungen der Temperatur und des Sauerstoffgehalts des Wassers direkt an den Messstellen durchgeführt.

Abbildung 11.5 zeigt, daß keine signifikanten Unterschiede der Wassertemperatur zwischen Graben 242, Fläche 2 und Fläche 3 bestehen. Temperatureffekte, durch unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten oder Überstauungshöhen, haben somit keinen Einfluß auf methanogene Prozesse im Boden der Überflutungsbecken.

Hingegen lagen signifikante Unterschiede im Sauerstoffgehalt (Abb. 11.6), DOC Gehalt (Abb. 11.7) und im Gesamt-N Gehalt (Abb. 11.8) vor. Die Ergebnisse zeigen, daß fast ausnahmslos geringere O_2 Gehalte in Fläche 3 als in Fläche 2 vorlagen, während sie im Wasser des Graben 242 am höchsten waren (Abb. 11.6). Zwischen CH_4 Freisetzungen und O_2 Gehalten zeigte sich erwartungsgemäß eine negative Korrelation: mit zunehmenden anaeroben Verhältnissen stiegen die Freisetzungen an. Bei mehr $10 \text{ mg } O_2 \text{ l}^{-1}$ wurden kaum noch Freisetzungen gefunden (Abb. 11.9). Untersuchungen von *methanogenen Archaea* aus den oberen 20 cm Boden der Versuchsflächen zeigten allerdings keine Unterschiede in den Zellzahlen (GATTINGER, 2000). Vermutlich waren somit die turn-over Raten in Fläche 3 gegenüber Fläche 2 erhöht.

Während zwischen den DOC Gehalten von Graben 242 und Fläche 2 keine messbaren Unterschiede bestanden, lagen durchweg in Fläche 3 hohe bis sehr hohe DOC Gehalte vor. Vermutlich werden auf dem Weg des Wassers durch die Überflutungsflächen zunehmend Huminstoffe aus dem Torfkörper gelöst und im Wasser angereichert. Zusammenhänge mit Methanfreisetzungen sind allerdings nicht signifikant.

Im Nitrat bzw. Gesamt-N Gehalt wurde eine Reduktion von Graben 242 über Fläche 2 zu Fläche 3 verzeichnet (Abb. 8.8). Signifikante Zusammenhänge mit Methan Flussraten sind nicht erkennbar. Scheinbar hat die N-Verfügbar keinen Einfluss auf die Methanemissionen.

Nicht geklärt wurden bisher die Ursachen für die stark erhöhten CH_4 Flussraten aus vegetationslosen Bodenringen gegenüber Bodenringen mit Vegetation (nicht dargestellt). Scheinbar gelangt über das Aerenchym von *Typha* Luftsauerstoff in den Boden womit die Bedingungen für die CH_4 Produktion oder für die CH_4 Oxidation verändert werden. Dieses Phänomen bedarf weiterer Betrachtungen bevor an dieser Stelle Schlussfolgerungen für Managementstrategien getroffen werden.

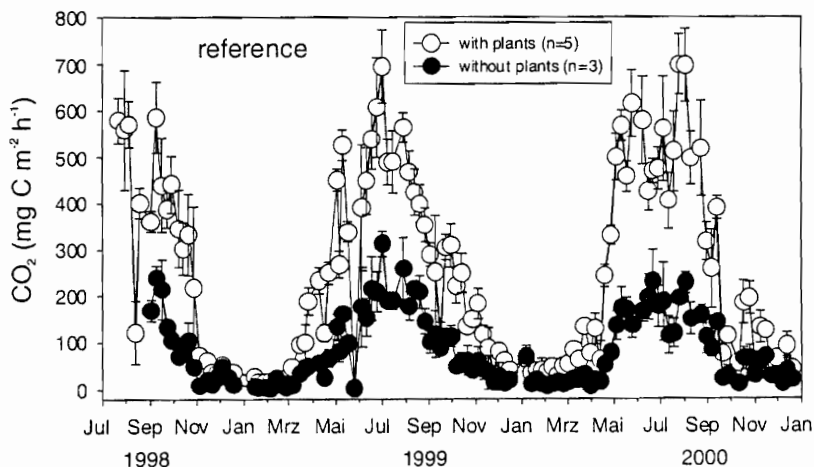


Abb. 11.10: CO_2 Flussraten der aus Bodenringen der Referenzfläche mit ($n=5$) und ohne ($n=3$) Vegetation.

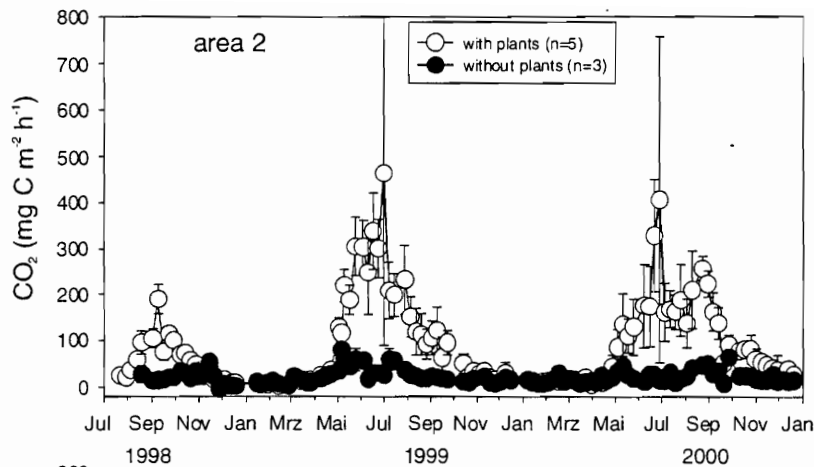


Abb. 11.11: CO₂ Flussraten der aus Bodenringen der Fläche 2 mit (n=5) und ohne (n=3) Vegetation.

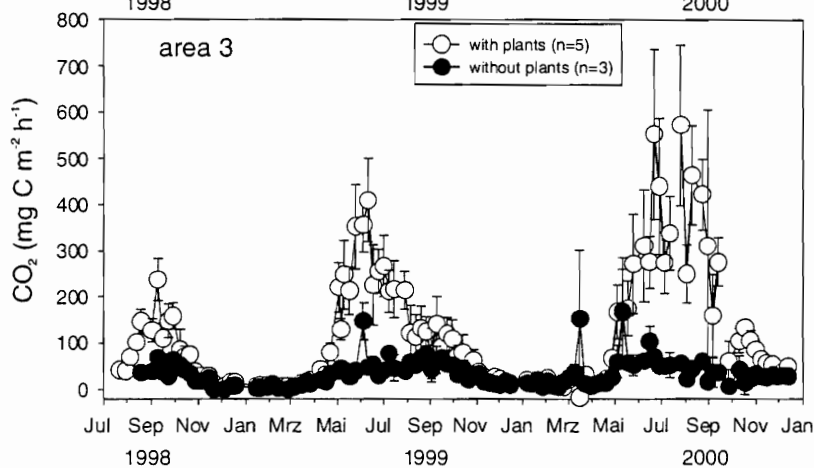


Abb. 11.12: CO₂ Flussraten der aus Bodenringen der Fläche 3 mit (n=5) und ohne (n=3) Vegetation.

CO₂ Flussraten

Ein Ziel der Untersuchungen war es Abschätzungen zur C-Mineralisierung und C-Festlegung zu treffen. Der derzeit verwendete, abgedunkelte Haubentyp zur Gasprobennahme ist aufgrund der schnell einsetzenden Photorespiration der eingeschlossenen Pflanzen für diesen Zweck nicht geeignet. Um die CO₂ Respiration abschätzen zu können, wurden einige Bodenringe von jeglicher Vegetation freigehalten. Die Ergebnisse dürfen aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß hier wichtige Parameter (Wurzelatmung, Exsudatfreisetzung, Kleinklima, etc.) gegenüber ungestörten Flächen verändert sind.

Für die Referenzfläche lagen sowohl die Freisetzungen aus Bodenringen mit Pflanzen als auch aus Bodenringen ohne Pflanzen um den Faktor 2 bis 3 über denen der überfluteten Flächen. Zwischen den Freisetzungen der Flächen 2 und 3 bestanden keine signifikanten Unterschiede ($P < 0.05$). In allen Flächen fand eine C-Mineralisierung statt - es muß jetzt gezeigt werden, ob die C-Festlegungen die Mineralisierungen aufheben können und ob der angestrebte Einhalt des Torfschwundes zu erreichen ist.

In den Abbildungen 10, 11 und 12 sind die Freisetzungen von CO₂ aus den Untersuchungsflächen 2, 3 und R, jeweils aus Bodenringen mit Pflanzen (MP, n=5) und aus vegetationsfrei gehaltenen Ringen (OP, n=3) gezeigt. In den Wintermonaten entsprachen die CO₂ Freisetzungen der bewachsenen Bodenringe denen der vegetationsfreien. Während der übrigen Zeit lagen die Freisetzungen aus MP etwa 2 bis 3 fach über denen von OP.

Die CO₂-Freisetzungen über den Versuchszeitraum aus den vegetationslosen Bodenringen der Referenzfläche ($16362 \pm 888 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1}$) waren etwa vier-fach höher gegenüber denen der

Fläche 2 (4232 ± 297 kg CO₂-C ha⁻¹) und etwa zweieinhalb-fach höher gegenüber denen der Fläche 3 (6390 ± 577 kg CO₂-C ha⁻¹).

Abschätzung des 'global warming potentials'

Um Vergleiche über die Klimarelevanz zwischen N₂O Quellen (Referenzfläche) einerseits und CH₄ Quellen (Flächen 2, 3) andererseits erstellen zu können, ist es möglich die Klimawirksamkeit (global warming potential, GWP) der Spurengase N₂O und CH₄ in CO₂ Äquivalente umzurechnen. 1 kg N₂O bewirkt demnach den gleichen Betrag der Änderung der Nettostrahlung in der Tropopause wie 320 kg CO₂, 1 kg CH₄ den von 21 kg CO₂ (IPCC, 1996).

Tab. 11.1: Kumulierte Flussraten von N₂O und CH₄ der Referenzfläche, Fläche 2 und Fläche 3, sowie Umrechnung der Flussraten in CO₂-Äquivalente (GWP = global warming potential; N₂O = 320 CO₂, CH₄ = 21 CO₂; IPCC, 1996). Berechnungszeitraum 12.09.98 bis 23.12.00.

	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O + CH ₄	
	(kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	(kg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	CO ₂ Äquivalente		min	max
					(kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	
Referenz	3,0 (0,8)	-0,8 (0,1)	1509 (395)	-21 (3)	1108	2141
Fläche 2	0,9 (0,6)	108 (26)	445 (295)	2995 (733)	1838	4507
Fläche 3	-1,0 (1,4)	333 (192)	-491 (717)	9257 (4236)	3797	16456

Für N₂O waren somit -491 ± 717 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Fläche 3 (d.h. Aufnahmen in das System), 445 ± 295 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Fläche 2 und 1509 ± 395 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für die Referenzfläche zu verzeichnen, während für Methan -21 ± 3 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für die Referenzfläche, 2995 ± 733 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Fläche 2 und 9257 ± 4236 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Fläche 3 über den Untersuchungsabschnitt vorlagen (Tab. 11.1).

Die Belastung der Atmosphäre mit den klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ betrug demnach 1108 bis 2141 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für die Referenzfläche, 1838 bis 4507 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Fläche 2 und 3797 bis 16456 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Fläche 3. Entsprechend dieser Berechnung ist die atmosphärische Belastung mit N₂O und CH₄ für die Referenzfläche günstiger als für die überstauten Flächen. Bisher konnten CO₂ Flussraten in diese Berechnung aufgrund des verwendeten Haubensystems nicht mit einbezogen werden.

AUGUSTIN *et al.* (1996) gaben einen Überblick über Spurengas Flussraten unterschiedlicher Moorstandorte und verglichen die Klimarelevanz von naturnahen und degradierten Standorten miteinander. Unter Einbeziehung von CO₂ Flüssen fanden sie ein 'global warming potential' von -31 bis 5133 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für Standorte mit einem hohen Grundwasserspiegel gegenüber 3106 bis 7562 kg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ für stark degradierte Standorte.

In den vorliegenden Untersuchungen wurde als Referenzfläche ein extensiv genutztes Dauergrünland herangezogen. Große Teile des Donaumoos bestehen aber aus intensiv genutztem Ackerland. Ein direkter Vergleich mit gedüngten bis hoch gedüngten Standorten fehlt.

FLESSA *et al.* (1996, 1998) und DÖRSCH *et al.* (1998) führten von 1995 bis 1997 im Donaumoos (nähe Karlshuld und Königsmoos) Untersuchungen zu Spurengasflüssen auf Grünland und Acker durch. Bei beiden lagen die N₂O Emissionen aus Grünland deutlich über den hier gemessenen Werten (Tab. 11.2). FLESSA *et al.* (1998) fanden sogar Freisetzungen bis zu 20 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹. Flussraten aus Ackerstandorten lagen zwischen 14 und 56 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹. Auf Grundlage dieser Untersuchungen könnten CO₂-Äquivalente für N₂O von 2100 bis 9940 (Grünland; FLESSA *et al.*, 1998) bzw. von 7830 bis 28300 (Acker; FLESSA *et al.*, 1998) erreicht werden. Somit läge das GWP (aus N₂O und CH₄) für Ackerstandorte im Donaumoos im oder oberhalb des Bereichs, der in den vorliegenden Untersuchungen für Fläche 3 ermittelt wurde.

Tab. 11.2: Vergleich der ermittelten N₂O und CH₄ Flussraten mit Literaturdaten.

Site		N ₂ O (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	CH ₄ (kg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	reference
boreal fens (Finland)	virgin	0.04	190 to 480	Martikainen et al.
	drained	1.2 to 1.5	-0.3 to 0.4	(1993, 1995)
temperate fens (Netherlands)	0.41 m GWL	2.2 to 13.3		Velthoff & Oenema (1993)
	0.55 m GWL	10.7 to 27.7		
temperate fens (USA)	flooded	0.1 to 0.5		Goodroad & Keeney (1984)
	drained	5.7 to 13.1		
temperate fens (USA)	virgin		0.8 to 1820	Bridgeman et al (1995)
temperate fens (Northern Germany)	drained	0.6 to 1.2	0.6 to 3.5	Augustin et al. (1996)
	moist	0.6 to 14.0	10.6	
	reflooded	0.6 to 1.2	293	
temperate fens (Southern Germany)	meadow	4.2 to 19.8	-0.8 to -1.1	Flessa et al. (1998), Flessa et al. (1996)
	field	15.6 to 56.4	-0.2	
	rewetted	1.7 to 6.0	-0.6 to 0.04	
temperate fens (Southern Germany)	grassland	8.9 to 11.3	-0.8	Dörsch et al. (1998)
	arable field	14.0 to 15.2	-0.6	
temperate fens (Southern Germany)	reference	3.0 (0.8)	-0.8 (0.1)	present investigation
	area 2	0.9 (0.6)	108 (26)	
	area 3	-1.0 (1.4)	333 (192)	

Flussraten der Versuchsfläche 1

Der Vergleich von gepflügtem und unbehandeltem (Grasnarbe) Pflanzbeet für die *Typha*-Setzlinge zeigte höhere CH₄ Emission aus dem bearbeiteten Schlag (Abb. 11.13, Tab. 11.3). Und dies, obwohl die beiden Messstellen nur etwa 3 m von einander entfernt liegen und nicht durch einen Damm getrennt sind. Statistisch sind die ermittelten Flussraten zwischen den Behandlungen nicht abzusichern. Sicherlich ist aber ein Trend erkennbar. Die Ursachen für diese Ergebnisse sind bisher nicht geklärt.

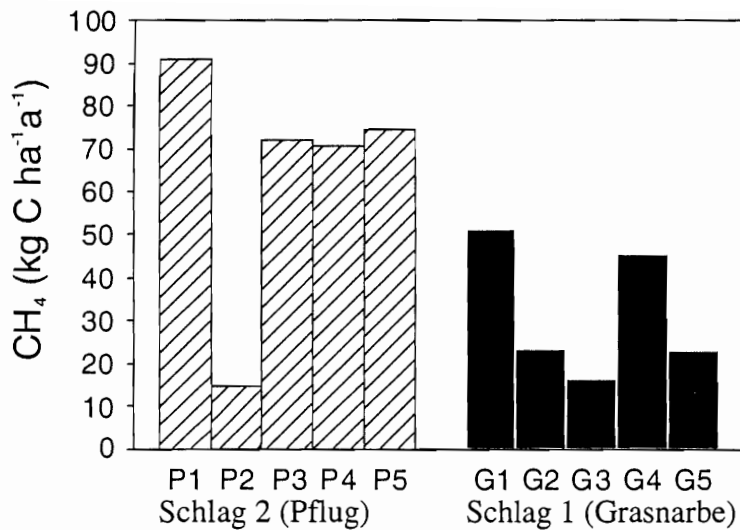


Abb. 11.13: Vergleich der kumulierten CH₄ Freisetzungen der einzelnen Messhauben der Schläge 1 (G, Grasnarbe) und 2 (P, gepflügt) der Versuchsfäche 1. Untersuchungsperiode 14.05.00 bis 23.12.00. (n=5)

Tab. 11.3: Kumulierte Flussraten von N₂O und CH₄ der Schläge 1 (Grasnarbe) und 2 (Pflug) der Versuchsfäche 1 aus den beiden Untersuchungsperioden 1999 und 2000.

	N ₂ O (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)		CH ₄ (kg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	
	03.10.99-19.12.99	14.05.00-23.12.00	03.10.99-19.12.99	14.05.00-23.12.00
Pflug	-0,16 (0,26)	-0,31 (0,45)	11,95 (8,3)	64,54 (29,11)
Grasnarbe	-0,10 (0,30)	-0,10 (0,32)	4,78 (3,84)	31,58 (15,41)

11.4 Fazit und Ausblick

Statistisch gesicherte Aussagen über die Belastung der Atmosphäre mit klimarelevanten Spurengasen bedürfen langfristig orientierter Untersuchungen, die wechselnde Witterungsbedingungen einschliessen. Die Gegenüberstellung der Messperioden 1998/1999 und 1999/2000 macht deutlich, wie Temperatur und Niederschläge die Bewertung der Renaturierungsmaßnahme beeinflussen können. Sollten sich weiterhin die Befunde hinsichtlich der CH₄ Freisetzungen / O₂ Gehalte aus den Flächen 2 und 3 bestätigen, könnte versucht werden entsprechende Maßnahmen zu entwickeln um z.B. den Sauerstoffgehalt in den Becken zu erhöhen oder die Sauerstoffzehrung zu verringern. Nützliche Hinweise könnten hier Transekt-Beprobungen der Becken hinsichtlich der Sauerstoffzehrung geben.

Weiterer Klärungsbedarf besteht bezüglich des Einflusses der unterirdischen Biomasse resp. des Wurzelsystems auf die CH₄ Flussraten wie der Vergleich von Bodenringen mit und ohne Vegetation und das Vorliegen einer Grasnarbe zeigte.

Augenscheinlich scheint die Überstauungshöhe einen geringen bzw. in diesem Zusammenhang nicht nachweisbaren Einfluss auf die Methan-Freisetzungen zu haben.

Empfehlungen

- In der vorliegenden Bilanz ist die Belastung der Atmosphäre mit N_2O und CH_4 bei Überstauung höher als bei Degradation und Nutzung als extensives Grünland. Andere Untersuchungen weisen aber auf wesentlich stärkere N_2O Emissionen aus gedüngten Ackerstandorten hin. Eine Umwandlung von Ackerstandorten in Überstauungsflächen gegenüber einer Umwandlung von Dauergrünland ist abzuleiten.
- Beschickung von Überstauungsbecken mit sauerstoffreichem Wasser scheint geringere Methanmengen freizusetzen als Bereiche mit stark anaeroben Verhältnissen. Aus vorliegenden Ergebnissen ist eine Anlage von 'kleinen' Flächen abzuleiten.
- unbehandeltes Pflanzbeet ('Grasnarbe' Fläche 1) scheint geringere Methanmengen freizusetzen als kostenintensives Nivellieren und pflügen. Aus den vorliegenden Ergebnissen ist eine einfache Überstauung einer vorhandenen Grasnarbe abzuleiten.

Forschungsbedarf

- Transektbeprobung der vorliegenden Flächen: Manifestierung der These, dass mit abnehmendem Sauerstoffgehalt in den Überstauungsbeckem die Methanemissionen ansteigen.
- Laborinkubationen: Manifestierung der These, dass Verfügbarkeit von Sauerstoff und Nährstoffen gegenüber der Überstauungshöhe die wesentlichen Steuerfaktoren für Methanemissionen sind.
- Beprobung Ackerstandorte: Überprüfung der These, dass gedüngte Ackerstandorte über hohe N_2O Emissionen zu einer stärkeren atmosphärischen Belastung führen als Überstauungsbecken mit CH_4 Emissionen.
- Festlegung von CO_2 : der Anteil von C-Festlegung mittels Assimilation, Photosynthese, Biomasse konnte in den vorliegenden Untersuchungen nicht ausreichend geklärt werden.

Literatur

- Ambus, P. & S. Christensen (1995) Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-, grassland-, and agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 24: 993-1001.
- Augustin, J., W. Merbach, W. Schmidt & E. Reining (1996) Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *J. Appl. Bot.* 70: 45-51.
- Bridgeham, S.D., C.A. Johnston, J. Pastor & K. Updegraff (1995) Potential feedbacks of northern wetlands on climate change. *BioScience* 45: 262-274.

- Chen, Y., S. Tessier, A.F. Mackenzie & M.R. Laverdiere (1995) Nitrous oxide emission from an agricultural soil subjected to different freeze-thaw cycles. *Agr. Ecosyst. Environ.* 55: 123-128.
- Christensen, S. & J.M. Tiedje (1990) Brief and vigorous N₂O production by soil at spring thaw. *J. Soil. Sci.* 41: 1-4.
- Dörsch, P., J. Linde, A. Zaglauer & H. Flessa (1998) Nitrous oxide, methane and carbon dioxide fluxes in a minerotrophic mire under long-term cultivation. Final report of the EC project: Greenhouse gas emissions from farmed organic soils.
- Flessa, H., P. Dörsch & F. Beese (1995) Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100: 23115-23124.
- Flessa, H., U. Wild, M. Klemisch & J. Pfadenhauer (1996) C- und N-Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 38: 11-17.
- Flessa, H., U. Wild, M. Klemisch & J. Pfadenhauer (1998) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *Eur. J. Soil Sci.* 49: 327-335.
- Gattinger, A. (2000) Bodenmikroorganismen und Methanumsetzungen. *GSF-Jahresbericht 1999*: 93-96.
- Goodroad, L.L. & D.R. Keeney (1984) Nitrous oxide emissions from forest, marsh, and prairie ecosystems. *J. Environ. Qual.* 13: 448-452.
- Hantschel, R.E., H. Flessa & F. Beese (1994) An automated microcosm system for studying soil ecological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 401-404.
- Hutchinson, G.L. & A.R. Mosier (1981) Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide flux. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 311-316.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996) *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change*. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 572 pp.
- Loftfield, N., H. Flessa, J. Augustin & F. Beese (1997) Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH₄, CO₂ and N₂O. *J. Environ. Qual.* 26: 560-564.
- Martikainen, P.J., H. Nykänen, J. Alm & J. Silvola (1995) Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. *Plant and Soil* 168.169: 571-577.
- Martikainen, P.J., H. Nykänen, P. Crill & J. Silvola (1993) Effect of water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51-53.
- Velthoff, G.L. & O. Oenema (1993) Nitrous oxide emission from grasslands on sand, clay, and peat soil in the Netherlands. in: J. van Ham et al. (eds.), *Non-CO₂ greenhouse gases*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 439-444.

12 Rohrkolbenverwertung (Werner Theuerkorn)

12.1 Ernteverfahren

Grundvoraussetzung für die Verarbeitung von Rohrkolbenblattmasse zu hochwertigen Produkten ist die geordnete Längsausrichtung der einzelnen Blattbündel in Form einer Bündelung zu handlichen Paketen. An dieser Tatsache ändert auch der Umstand nichts, dass wir im Laufe des Projekts von der Vorstellung abweichen mussten, dass das Sandwich zur Produktionsreife gebracht werden könnte. Die Gründe dafür werden unter „Schneidetechnik“ dargestellt.

- Die erste Ernte im Winter 1998/99 nach der Pflanzung wurde mit handgeführten Kleingeräten mit Doppelmesser-Mähbalken eingebracht. Der Ertrag lag deutlich unter dem zu erwartenden Vollertrag. Das lag zum Teil an der späten Pflanzung, aber auch an der Tatsache, dass Rohrkolben wohl erst ab dem zweiten Jahr nach der Pflanzung volle Erträge bringt.

Aus dieser ersten Ernte konnten folgende Schlüsse gezogen werden:

- die Ernte kann problemlos mit Doppelmesserbalken erfolgen (keine Störungen beim Schnitt);
 - die Abhängigkeit von einer tragfähigen Eisdecke kann, vor allem auch wenn man schwerere Geräte einsetzt, nicht hingegenommen werden. (Auch schon mit dem kleinen Balkenmäher sind wir einige Male eingebrochen);
 - für größere Erntemengen muss das Erntegut mit dem Schnitt auch zugleich aufgeladen und vom Feld gebracht werden (sonst Verluste beim Rangieren, unverhältnismäßiger Aufwand durch 2-maliges Befahren der Flächen).
- Infolgedessen wurden die zweite Ernte im Winter 99/00 mit einem so genannten „Wetlandtrac“ durchgeführt, einem Raupenfahrzeug mit Ladebunker und Bündelungseinrichtung. Dieses Gerät stand nur in Holland zur Verfügung und konnte unsere Aufgabe erst Ende März angehen. Bis zu diesem Zeitpunkt war der extreme Sturm dieses Winters über die Bestände gegangen und hatte große Teile des bestandes zu Boden gedrückt. Dazu kam, dass der Boden keine Festigkeit mehr durch Frost hatte und die liegenden Bestände nicht mehr gebündelt werden konnten.

Schlüsse aus der zweiten Ernte:

- Die Abhängigkeit von einer Erntemaschine, die nicht zuverlässig „auf den Punkt“ (frühest möglicher Zeitpunkt, möglichst Bodenfrost zur Schöung der Rhizome und Trockenheit wegen des Erntegutes) ist nicht akzeptabel;
- es sollte, wegen möglicher extremer Stürme, so früh wie möglich geerntet werden;

- Raupenfahrzeuge hinterlassen dort, wo sie mehrfach fahren oder wenden, deutliche Schäden an den Rhizomen (sichtbar in der Bestandesentwicklung des darauf folgenden Jahres).
- Bei der Vorbereitung der Ernte des dritten Jahres suchten wir also nach einem Gerät, das wesentlich leichter als der Wetlandtrac ist, das möglichst einen anderen Antrieb hat und uns gehört. Fachleute vom Lehrstuhl für Landtechnik der TUM-Weihenstephan wurden an der Diskussion beteiligt und schließlich fiel die Entscheidung, sich um einen möglichst modernen, leichten Bindemäher zu bemühen, der an ein geeignetes, ebenfalls leichtes Trägergerät montiert werden sollte, das über eine kippbare Ladevorrichtung verfügen sollte. Ein solches Gerät konnte gefunden werden: ein Fella-Puck Bindemäher, Bj. 1959, schon mit Zapfwellenantrieb als Voraussetzung für eine Umrüstung für Hydraulikmotorenantrieb. Auch die technischen Beschreibungen und wichtige Ersatzteile konnten über Annoncen ausfindig gemacht werden.

In der Firma Wurzer-Umwelt in Eitting bei Erding fand sich ein Partner, der in idealer Weise den anstehenden Problemen gerecht wurde:

- Sie verfügt über eine Reihe von Trägerfahrzeugen (leichte und schwere Raupenfahrzeuge, sowie die letztlich eingesetzte Geräteplattform dänischer Herkunft mit Hydraulikantrieb, kippbarer Ladefläche für ca. 30 m³, und Niederdruckballonreifenantrieb, der das Gefährt schwimmfähig macht.
- Sie hat einen großen Werkstattbereich und mit dem Junior-Chef einen Mann mit Erfahrung, der die Probleme entschlossen angeht und dabei bleibt, auch wenn es schwierig wird.

Auf Anregung von Herrn Wurzer entschlossen wir uns schließlich, auf den Anbau des doch recht komplizierten Mähbinders zu verzichten und ein leistungsfähiges modernes Schneidwerk mit Bündelungseinrichtung aus Holland einzubauen. Dies ist schon auf Hydraulikantrieb ausgelegt und wurde auf größere Schnittbreite (180 cm) umgebaut – mit der Option auf Verbreiterung auf das Maß des Trägerfahrzeugs (ca. 29 cm).

Ein Förderband, welches das Erntegut nach der Bündelung auf die Plattform bringen sollte, musste leider wieder entfernt werden, da es zu Stau in der Bündelung führte.

Alle Flächen wurden rechtzeitig mit tragfähig gefrorenem Boden in knapp zwei Wochen im Januar 2001 beerntet.

Schlüsse aus der dritten Ernte im Winter 00-01:

- Das zuletzt benutzte Erntegerät stellt den richtigen Ansatz dar, weil es mit vertretbarem Aufwand das Erntegut in geeigneter Form von den Flächen bringt und dabei die Rhizome weitgehend schont.

- Für einen großflächigen Einsatz muss es (und kann es) noch optimiert werden:
 - Schnittbreite auf Breite des Fahrzeugs bringen, um unnötiges Rangieren und teilweises Niederfahren der Bestände zu vermeiden,
 - Fördereinrichtung einbauen von der Bündelung auf die Plattform (spart Arbeitskraft)
- Die Beerntung der Samenstände sollte vor oder bei der Ernte der Blattmasse erfolgen. (Sie sind die Quelle für eine wertvolle Kurzfaser, die u.a. auch als Komponente des Einblasdämmstoffes von Bedeutung ist.)
- Der sofortige und zügige Abtransport des Ernteguts und Lagerung unter Dach ist zu organisieren, damit möglichst nicht künstlich nachgetrocknet werden muss.
- Unter den bisher herrschenden Bedingungen auf den Anbauflächen erscheint es angebracht, in Zukunft vermehrt *Typha angustifolia* (deutscher oder ungarischer Herkunft) anzupflanzen, da diese Bestände besser stehen und größere Mengen liefern. Für die Samenflugschirmchen braucht man *Typha latifolia*.
- Die Qualitätssortierung sollte wegen der unbehinderten Bündelung erst vor der Verarbeitung (Längsschnitt) passieren.

Die im Projektantrag formulierten Ziele, die Erntetechnik betreffend, wurden erreicht.

12.2 Verarbeitung

Voraussetzung für die meisten Verarbeitungsvarianten von *Typha*-Blattmasse ist eine Schneidetechnik, mit der die Blätter zuerst längs in Richtung der Blattachsen in Streifen gewünschter Breite (2-12 mm) und dann quer, senkrecht zur Blattachse in Abschnitte (2-200 mm) zerlegt werden kann.

Für die Förderung dieser Schneidetechnik liegt bei C.A.R.M.E.N., der bayerischen Einrichtung zur Förderung nachwachsender Rohstoffe, seit 1995 ein detaillierter Antrag vor. Dieser Antrag wurde seit dieser Zeit von C.A.R.M.E.N. systematisch verschleppt, immer mit der Bemerkung: „Wir fördern das, Sie können sich darauf verlassen“ und sich wandelnden Angaben über den Zeitpunkt, wann dies geschehen soll, - von „nächste Woche“ bis „sehr bald“ zu „auf alle Fälle noch in diesem Jahr“. Auch mehrere Aufforderungen von unserer Seite, den Antrag doch einfach abzulehnen, blieben ohne den gewünschten Erfolg. Wieder hieß es: „Wir machen das, Sie können sich darauf verlassen“. Diese Ablehnung wäre auf Grund eines Staatsvertrages zwischen dem Land Bayern und der BRD die Voraussetzung gewesen für eine Förderung durch die Einrichtung des Bundes in Güstrow-Gülzow. Zusagen von dieser Stelle lagen vor.

Als schließlich vor vier Jahren der Projektantrag an die DBU gerichtet wurde und klar wurde, dass nach Abschätzung der zur Verfügung stehenden Mittel, C.A.R.M.E.N. definitiv die Förderung der Schneidetechnik übernehmen muss, kam wieder die gleiche Zusicherung. Aber anders als bei der Anzucht der Pflanzen und dem Anbau konnte keine Bitte, keine Intervention von welcher Seite auch immer (Landrat Dr. Kessler, Präsident der LBP, Dr. Ruppert, ein Unternehmer als potentieller Projektpartner, Dr. Wild von der Projektleitung

usw.) bisher bewirken, dass C.A.R.M.E.N. in diesem für das Projekt so wichtigen Bereich tatsächlich zu seinem Wort steht.

Dadurch konnte das zentrale Ziel der Verwertung, die Produktionsreife der Sandwichplatte mit den stehenden Blattabschnitten in der Kernschicht nicht, erreicht werden.

Denn das andere große Thema bei der Typha-Sandwichplatte, - die Erzeugung der Kernschicht aus stehenden Blattabschnitten – ist schwierig genug. Unter dem Eindruck von potentiellen Partnern aus dem Baustoffbereich, die zum Teil wegen des Drucks von Dämmstoff-Großkonzernen, zum entscheidenden Teil wohl aber wegen der Verschleppung der Schneidetechnik durch C.A.R.M.E.N. sich aus getroffenen Vereinbarungen wieder gelöst hatten, bauten wir Einrichtungen für Längs- und Querschnitt, auch den Versuch einer Beschickungsanlage zum Längsschnitt, die es zumindest erlaubten, die notwendig werdenden, großen Mengen von Probestücken zu produzieren.

Mit Hilfe dieser und der regen Vermittlertätigkeit vieler (DBU, Projektleitung, Fraunhofer Patentstelle etc.) gelang es, eine große Anzahl von Personen und Firmen für das Projekt zu interessieren. Von diesen wäre die Firma Merck in Aichach unser Wunschkandidat gewesen, zumal wir mit Hilfe eines qualifizierten Statikers detaillierte Angaben zur Verwertung des Sandwichs im Merck'schen Dickholzprogramm erarbeitet hatten. Gerade die hohe Druckstabilität des Typha-Sandwichs ist eine wichtige Voraussetzung für die Verwendung im Dickholz-Paket und wurde von Herrn Moser, dem Geschäftsführer auch anerkannt. Doch leider konnte er sich im Moment nicht darauf einlassen, weil er nach der Erweiterung der Dickholzproduktion auch personell ausgeschöpft ist.

Er hat zugesichert, sich dem Thema noch einmal zuzuwenden, sobald das Dickholzprojekt ausreichend fortgeschritten ist.

Die interessantesten Kontakte der letzten Zeit mit Interessenten aus dem industriellen Bereich sind jene mit zwei Autozulieferern, Dräxlmaier Group und MAO-GmbH. Beide beschäftigen sich mit der Produktion von Komponenten für den Fahrzeuginnenausbau und bedienen dabei fast alle namhaften europäischen Automobilhersteller.

Von beiden gleichermaßen kommt der Hinweis, dass die Automobilkonzerne zur Zeit bereit sind, den Aspekt der Umweltverträglichkeit ihrer Produkte mehr in den Vordergrund zu rücken. Das geschieht auf zwei Wegen: Konsequentes Recycling und Verwendung von nachwachsenden Rohstoffen. Dabei richten sich offenbar besondere Erwartungen an die Verwendung von natürlichen Rohstoffen, die weit über das hinaus gehen, was für den Bereich der Dämmstoffe denkbar und wünschenswert erscheint. Nicht nur die Umweltsignifikanz als plakatives Verkaufsargument ist dort wichtig, sondern auch extreme Materialeigenschaften, die dem High-Tech-orientierten Charakter des Automobilbaus entsprechen. Sandwichkonstruktionen sind in diesem Bereich wegen ihres günstigen Verhältnisses von Gewicht zu Stabilität und Biegesteifigkeit eine Selbstverständlichkeit.

So verwundert es nicht, dass den Rohrkolben als Rohstoff gerade hier besonders gute Chancen eingeräumt werden. Denn gerade für die geforderte ungewöhnlich hohe

Belastbarkeit bietet es bessere Voraussetzungen als die bisher getesteten Varianten mit nachwachsenden Rohstoffen.

Vor allem die Kernschichten der Sandwiches, bei denen man sich bisher mit Papier- und Papplamellen behilft, werden bei Verwendung von stehenden Typha-Blattabschnitten wesentlich druckfester, schall- und wärmedämmender. Um auch die Deckschichten aus längs geschnittenen Blattabschnitten in Konkurrenz zu den gängigen Flachskonstruktionen bringen zu können, muss die Schneidetechnik noch in der Weise entwickelt bzw. verbessert werden, dass noch schmalere Streifen geschnitten werden können. Dann aber hat man den Vorteil, die gesamte Konstruktion aus einem Material herstellen zu können, das bei Verwendung des geeigneten Klebers (z.B. Sol-Gel-Kleber) völlig problemlos entsorgt werden kann – anders als die Mischkonstruktionen, die nicht nur wegen ihres hohen Kleberanteils problematisch sind.

Ein entscheidender Vorteil für das Typha-Projekt liegt bei dieser Art der Verwertung in der Tatsache, dass die Entwicklung aller technisch relevanten Details an den mächtigen Dämmstoffkonzernen vorbei passieren würde. Hat man sich im Automobilbau einen festen Platz erobert, dann können auch diese Konzerne sich einer Ausweitung in dem Dämmstoffbereich nicht mehr widersetzen.

12.3 Kleberentwicklung (nur Stichpunkte)

- ursprüngliche Absicht: Angebot vom Ifam-Institut der Fraunhofer-Gesellschaft wahrnehmen; entfällt wegen Mangel an industriellen Partnern, fehlender Schneidetechnik
- Ausweg: Weiterentwicklung auf eigene Faust:
 - Weiterentwicklung Latex-Kleber zu aufgeschäumten Massen für dauerelastische Dämmstoffe (Trittschalldämmung);
 - Neuentwicklung Sol-Gel-Kleber Leibnitz Institut auf Wasserglasbasis: hohe Festigkeit, umwelttechnisch völlig unproblematisch (Glas), aber nur für weitgehend starre Materialien (Sandwich mit stehender Kernschicht).

12.4 Materialprüfungen (nur Stichworte)

- eigene Tests: Brand, E-Modul, λ -Wert
- Materialprüfungsstelle der Fraunhofer-Gesellschaft in Stuttgart: Zusage für kostengünstige Tests im Rahmen eines bautechnischen Zulassungsverfahrens.
- Materialprüfung des Holzforschungslehrstuhls der Uni München, Prof. G. Wegener; Zusage für kostenlose Tests im Rahmen seiner Möglichkeiten.

12.5 Markt- und Konkurrenzanalyse, Preisstrategie, Vertrieb

Vorbemerkung:

Bei den nachfolgenden Ausführungen handelt es sich um leicht veränderte Auszüge aus dem Businessplan, der dem bpw10-Wettbewerb 2001 eingereicht wurde.

12.5.1 Standortanalyse und Marktpotential

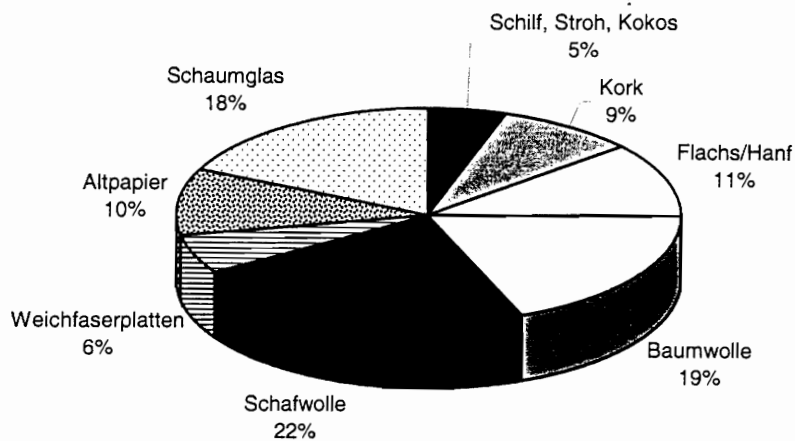
Aufgrund gesetzlicher Rahmenbedingungen (Energieeinsparverordnung 2000) und der steigenden Energiepreise werden für den Dämmstoffmarkt in den kommenden 10 Jahren kontinuierliche Wachstumsraten von 7% jährlich angenommen. Die Einsparpotentiale durch Wärmedämmmaßnahmen werden bei Neubauten auf 70 bis 80% und bei Altbauten auf bis zu 90% beziffert. Derzeit beträgt das gesamte inländische Marktvolumen für Dämmstoffe ca. 32 Mio. m³. Der Gesamtverband der Dämmstoffindustrie prognostiziert für die absehbare Zukunft einen Jahresabsatz von bis zu 60 Mio. m³.

Neueste Gutachten und Veröffentlichungen gehen von einer wachsenden Bereitschaft aus, gesundheitsverträgliche und umweltschonende Baustoffprodukte einzusetzen. Der Baustoffsektor reagiert auf diese Entwicklung durch die Einrichtung von Bioabteilungen in Baustoffmärkten oder die Neueröffnung von so genannten Grünen Baustoffmärkten. Bundesweit existieren z.Zt. ca. 1.800 konventionelle Baumärkte und 8.000 Baustoffhändler sowie bereits etwa 200 ausschließlich auf „Öko-Baustoffe“ spezialisierte Baustoffhändler.

Derzeit werden 95% der Wärmedämmungsmaßnahmen im Hausbau mit Produkten synthetischer Herkunft oder Herstellungsart durchgeführt. Der Marktanteil der so genannten ökologischen Dämmstoffe ist mit 5% (das entspricht einem Marktvolumen von 1,6 Mio. m³) sehr gering. Der Anteil der Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen heimischer Produktion (z.B. Flachs, Hanf, Schilf, Stroh) wiederum beträgt lediglich 0,8% (Marktvolumen 256.000 m³).

Diese Konstellation wird sich in naher Zukunft jedoch zu Gunsten der ökologischen Dämmstoffe verschieben. Aktuelle Marktforschungsstudien prognostizieren bis zum Jahr 2010 eine Verdoppelung des Anteils der ökologischen Produkte (Einsatz nachwachsender Rohstoffe im Wohnungsbau, 1999; Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag). Motor dieses Prozesses wird einerseits die wachsende Bereitschaft der Verbraucher sein, beim Hausbau natürliche Produkte, insbesondere solche aus nachwachsenden Rohstoffen, zu verwenden. Andererseits wird die Energieeinsparverordnung 2000 der Bundesregierung den Trend zur Wärmedämmung im Hausbau auch in Zukunft aufrechterhalten bzw. weiter verstärken. Schließlich zeigt sich der Handel zunehmend an Wärmedämmmaterial aus einheimischen nachwachsenden Rohstoffen interessiert.

Anteile verschiedener Dämmstoffe am Marktsegment alternative Dämmstoffe



12.5.2 Positionierung der Rohrkolben-Dämmstoffe

Um gegenüber konventionellen Produkten (Schaumkunststoff, Steinfaser, Glasfaser, Schaumglas) konkurrenzfähig zu sein, müssen Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen die spezifischen technischen Anforderungen gleichermaßen erfüllen. Auch sollten sie nicht wesentlich teurer sein als die bislang verwendeten Produkte oder sie verfügen über Eigenschaften, die einen höheren Preis rechtfertigen (z.B. Typha-Sandwich mit so hoher Biegesteifigkeit, dass damit einfachere Konstruktionen möglich werden). Zu den direkten Konkurrenzprodukten der Rohrkolben-Dämmstoffe auf dem Markt der ökologischen Dämmstoffe zählen Produkte aus den Rohstoffen Hanffasern, Kokosfasern, Kork, Holzweichfaser, Flachs, Schilf, Schafwolle und Zellulose. Bis auf die beiden letztgenannten handelt es sich um nachwachsende Rohstoffe. Von diesen ökologischen Dämmstoffen wird erwartet, dass sie einen Beitrag leisten zur

- Schonung nicht bzw. nur innerhalb langer Zeiträume erneuerbarer Ressourcen;
- Minderung von Befindlichkeitsstörungen und gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch Schadstoffe in Wohnräumen;
- Verbesserung des Raumklimas;
- Reduzierung zusätzlicher, anthropogen erzeugter Treibhausgasemissionen;
- Verringerung von Umweltbelastungen durch Errichtung, Nutzung, Instandhaltung und Abriss des Baukörpers;
- Reduzierung des Aufkommens an nicht verwertbaren Abfällen;
- Verbesserung der Einkommensmöglichkeiten in der Landwirtschaft und zur
- Schaffung von sicheren, nicht dem globalen Wettbewerb unterworfenen Arbeitsplätzen in klein- und mittelständischen Betrieben.

Die Dämmstoffe aus Rohrkolben erfüllen diese Forderungen ausnahmslos. Im Vergleich zu ihren Konkurrenten bei den ökologischen Dämmstoffen bringen sie eine ganze Palette von

Zusatznutzen, die sich aus dem einzigartigen Anbau- und Landnutzungskonzept bzw. den spezifischen Eigenschaften der Rohrkolbenpflanzen ergeben.

Der bedeutendste Pluspunkt der Rohrkolbenkultur ist die extrem hohe Produktivität, die sich im Vergleich zu anderen nachwachsenden Rohstoffen in sehr hohen Ernteerträgen pro Flächeneinheit äußert. Beispielsweise ist zur Gewinnung von 1.000 m³ Hanfschnitzel, die ca. 400 t wiegen, eine Anbaufläche von 700 ha notwendig. Um dieselbe Menge Rohrkolben zu produzieren, die eine Masse von 50 t haben, sind lediglich 2,5 ha Fläche zu veranschlagen. Aus diesem Beispiel wird das außergewöhnliche Potential von Rohrkolben deutlich.

12.6 Potentialabschätzung

Erzeugungs- und Marktpotential

Um das Erzeugungspotential des Rohrkolben-Dämmstoffes zu ermitteln, muss die potentielle Anbaufläche in Deutschland betrachtet werden. Als Anbaugelände kommen bisher schon landwirtschaftlich genutzte Niedermoore mit einer Gesamtfläche von ca. 500.000 Hektar in Betracht. Aus den bisher in Forschungsvorhaben gemachten Erfahrungen wird ein durchschnittlicher Rohrkolben-Trockenmasseertrag von 20 Tonnen pro Hektar angerechnet. Daraus ergibt sich ein theoretisches Erzeugungspotential von 500.000 ha x 20 t/ha = 10 Mio. t. Eine Gewichtstonne nimmt nach Abzug von Ernteverlusten, Verarbeitungsverlusten und der Verdichtung beim Ausbringen des Dämmstoffes ein Volumen von 20 m³ ein. Somit entspricht der Massenertrag von 10 Mio. t einem Volumen von 200 Mio. m³. Dieses Ergebnis zeigt, dass ein erhebliches Potential für die Erzeugung von Dämmstoffen aus dem nachwachsenden Rohstoff Rohrkolben vorhanden ist. Es übersteigt das derzeitige inländische Marktvolumen für Dämmstoffe (32 Mio. m³) um ein Vielfaches.

Geht man nicht von der potentiellen Anbaufläche aus, sondern betrachtet die derzeitige und die für die nähere Zukunft prognostizierte Entwicklung, ergibt sich folgendes Bild:

Anbaufläche	Schüttgutvolumen in m ³	Verarbeiteter Dämmstoff in m ³	Anzahl Häuser
derzeit 8 ha	3.000	1.500	30
in 5 Jahren 30 ha	16.600	8.300	166
in 10 Jahren 100 ha	55.000	27.500	550

Der Dämmstoffbedarf für ein Einfamilienhaus beträgt ca. 50 m³. Beim Einbau des Schüttgutes durch Einblasen kommt es zu einer Verdichtung um den Faktor 2.

In der aktuellen Situation besteht somit die Möglichkeit, jährlich 30 Einfamilienhäuser mit dem Rohrkolben-Einblasdämmstoff auszustatten. In zehn Jahren könnten es bereits 550 Häuser sein. Der im vorliegenden Geschäftskonzept anvisierte Absatzmarkt der Regionen München, Augsburg, Ingolstadt hat ein potentielles jährliches Absatzvolumen von ca. 4.000 Wärmedämmmaßnahmen für Ein- und Zweifamilienhäuser. Somit könnte in 10 Jahren jedes zehnte Haus in diesen Regionen mit Rohrkolben-Produkten versorgt werden.

Diesem theoretischen Erzeugungspotential steht ein wachsendes Marktpotential gegenüber (siehe oben). Sollte die Rohrkolbendämmung nur einen Anteil von einem Prozent (320.000 m³) der alternativen Dämmstoffe erzielen, so ergäbe sich in Deutschland ein Flächenbedarf von ungefähr 800 ha.

Absatzchancen

Die Absatzchancen der Rohrkolbenprodukte müssen von verschiedenen Seiten, die beim Kaufentscheid eine Rolle spielen, beleuchtet werden. Neben bauphysikalischen und ökonomischen Aspekten spielen auch Ökologie und Psychologie eine Rolle. Eine Studie zu den Absatzchancen von Rohrkolben-Dämmstoffen auf dem Schweizer Markt identifizierte den Preis als wichtigstes Entscheidungskriterium bei der Wahl des Dämmstoffes. Weniger bedeutsam waren die technischen Eigenschaften und gesundheitliche Aspekte spielten eine nur untergeordnete Rolle.

Bauphysikalische Aspekte

Der Rohrkolben-Einblasdämmstoff erfüllt die geforderten bauphysikalischen Normen (Wärmeleitfähigkeit, Brandverhalten, Sorptionsverhalten, Schimmelbefall, Schädlingsbefall) und ist damit vergleichbaren ökologischen Dämmstoffen ebenbürtig. Das gilt auch für die aufwändigeren Dämmstoffvarianten aus Rohrkolben wie Sandwichelement der Trittschalldämmplatte. Die bereits in Angriff genommene Weiterentwicklung in der Produktionstechnik lassen hinsichtlich Wärmeleitfähigkeit und Brandverhalten noch günstigere Werte erwarten. Diese Aspekte können durchaus große Absatzchancen für die Produkte eröffnen. Negativ könnte sich auswirken, dass es sich um Neuentwicklungen handelt und somit keine Untersuchungen und Ergebnisse zum Langzeitverhalten im Bauwerk vorliegen. Die bisherigen Erfahrungen lassen jedoch auch in diesem Punkt keine negativen Entwicklungen erwarten.

Ökologische Aspekte

Die ökologischen Aspekte werden nachfolgend ausführlich behandelt, sollen aber schon hier bei der Beurteilung der Absatzchancen angeführt werden. Die Tatsache, dass es sich um ein Produkt aus einheimischen nachwachsenden Rohstoffen handelt, kann die Absatzchancen deutlich erhöhen. Da die notwendige Imprägnierung zur Gewährleistung des Brandschutzes in Form von unbedenklichen Zusätzen (hier Ammoniumsulfat, im Gegensatz zu Borsalzen, die bei anderen ökologischen Dämmstoffen verwendet werden) vorgenommen werden kann, stehen alle Wege der Entsorgung inklusive Kompostierung offen. Auch bezüglich der Staubentwicklung beim Einbau schneidet der Rohrkolben-Einblasdämmstoff günstiger ab als seine Konkurrenten bei den ökologischen Dämmstoffen. Dies wird durch die Staubabscheidung beim Produktionsprozess gewährleistet. Da diesem Punkt in Zukunft vermehrte Aufmerksamkeit geschenkt werden wird, sind hier weitere Pluspunkte in Bezug auf die Absatzchancen zu erwarten.

Psychologische Aspekte

Auch psychologische Aspekte spielen in diesem Zusammenhang eine Rolle. Bauherren, die sich für ökologische Dämmstoffe entscheiden, werden eine nachhaltige Innovation in diesem Marktsegment begrüßen. Da die Mehrheit der Bauherren und Planer bisher den organischen Materialien eher reserviert gegenüber steht, gilt es auf lange Sicht die Preis- und Marketingstrategie auch auf dieses Klientel auszurichten. Insbesondere wenn es gelingt, die geringe Entflammbarkeit und die Schädlingsresistenz des Produktes einem größeren Kundenkreis nahe zu bringen, werden die Absatzchancen weiter vergrößert.

Preise als Entscheidungskriterium

Letztlich werden die Kunden aber insbesondere über den Preis zu gewinnen sein. Im Vergleich zu anderen Dämmstoffen aus nachwachsenden Rohstoffen wird der Einblasdämmstoff aus Rohrkolben am unteren Ende der Preisspanne angesiedelt sein. Damit kommt das Produkt in einen Bereich, der mit dem derzeit günstigen ökologischen Dämmstoff, den einblasbaren Zelluloseflocken, vergleichbar ist.

Dämmstoffpreise je m³:

Wärmedämmvliese aus Flachs	300-320 DM
Wärmedämmvliese aus Schafwolle	300-400 DM
Einblasbare Holzfasern	150-220 DM (inkl. Einblasen)
Einblasbare Zelluloseflocken	140-160 DM (inkl. Einblasen)
Konventionelle Dämmstoffe	60-180 DM
Rohrkolben-Einblasdämmstoff	150-175 DM (inkl. Einblasen)

12.6.1 Marktstruktur

Der inländische Baumarkt ist ein weitverzweigtes und komplexes Gebilde. Im folgenden sollen die auf dem Dämmstoffmarkt tätigen Akteure und ihre gegenseitigen Beziehungen näher erläutert werden.

Der **klassische Vertriebsweg** geht vom Hersteller über einen oder mehrere Zwischenhändler und den Verarbeiter zum Kunden. Manche Hersteller bestreiten auch den Handel selbst, was v.a. kleinen Dämmstoffhändlern zunehmend Probleme bereitet. Je enger der Markt wird, desto eher verlegen sich die Hersteller auf die direkte Vermarktung ihrer Produkte. Einige Hersteller haben inzwischen eigene Vertriebssysteme aufgebaut. Ihre Produkte werden nur über konzessionierte Handwerker abgegeben.

In manchen Bereichen (z.B. Fassadendämmung) wird seit einigen Jahren mit **Dämmsystemen** gearbeitet. Dies bedeutet, dass die Verarbeiter nicht nur den Dämmstoff, sondern alle Bestandteile der Fassade bei einem Händler oder Hersteller beziehen, und von diesen speziell auf dieses System geschult werden.

Große Baumarktketten („Do-it-yourself“) bedienen hauptsächlich Heimhandwerker, suchen sich aber vermehrt auch unter den Handwerkern Kundschaft. Grundsätzlich gehen aber von den Baumärkten keine Innovationen aus. Sie folgen vielmehr der Entwicklung auf dem Markt.

Den **Planern und Architekten** kommt eine Schlüsselrolle beim Einsatz von Dämmstoffen zu. Sie geben durch die Wahl der Konstruktion und die Art der Ausschreibung den Dämmstoff meist bereits vor. Oft wird das Material sehr spezifisch vorgegeben, manchmal sogar der zu wählende Lieferant genannt.

Insbesondere bei größeren Bauten wird von den **Bauunternehmern** eine wichtige Rolle als Mittler zwischen Planern, Handwerkern und Handel eingenommen. Noch wichtiger in Bezug auf den hier zu betrachtenden Markt dürften jedoch die **Handwerker** sein. Sie sind die Hauptkunden der Handelsunternehmen und somit die Endarbeiter. Ihre Rückmeldungen aus der Praxis sind mitentscheidend für zukünftige Entscheidungen der Planer.

Der **Endkunde**, obwohl als Auftraggeber die entscheidende Person, ist bei der Auswahl des spezifischen Dämmstoffes meist auf den Planer angewiesen. Er wird lediglich die grobe Richtung (konventionell oder ökologisch) vorgeben und sich von der Fachkenntnis des Architekten überzeugen lassen. Nur Kunden, die ein Produkt tatsächlich kennen oder aufgrund der regionalen Positionierung des Produktes sich für dieses interessieren, werden direkten Einfluss auf die Entscheidung nehmen wollen.

12.6.2 Ökologische Bewertung – Energieverbrauch und externe Effekte

- Der Gesamtenergiebedarf zur Herstellung der Rohrkolbendämmung liegt deutlich unter dem für die Herstellung von Mineralfaserdämmstoffen oder Hartschaumplatten; er liegt auch unter dem von Flachs und Zellulose.
- Die CO₂-Emissionen, die bei der Herstellung der Rohrkolbendämmung anfallen, sind deutlich niedriger als die bei Herstellung konventioneller Dämmstoffe.
- Die Energiebilanz des Dämmstoffes ist nach einer einmonatigen Nutzung bereits ausgeglichen und während der weiteren Nutzung positiv.

Es wird erwartet, dass diese einzigartigen Eigenschaften und ökologischen Zusatznutzen in Verbindung mit der regionalen Positionierung der Rohrkolben-Produkte nachhaltige Wettbewerbsvorteile gegenüber anderen ökologischen Dämmstoffen bringen werden.

Lebenswegabschnitt	Umweltwirkungen		
	Medium	Positiv	negativ
Anlage der künstlichen Feuchtflächen		Schaffung von Retentionsflächen	
Anbau und Ernte des Rohrkolbens	Agrarökologie	Keine Maßnahmen zu Unkrautbekämpfung, Pflanzenschutz und Düngung notwendig	
	Boden	Torfkörperschutz, Festlegung von Sedimenten, Nährstofffixierung	Schäden bei der Ernte?
	Wasser	Reduzierung der Nährstofffrachten	
	Luft	Reduzierung des Austrages klimawirksamer Spurengase (CO ₂ , N ₂ O)	Freisetzung von Methan (CH ₄)
	Flora	Etablierung niedermoortypischer Vegetation	Monokultur?
	Fauna	Schaffung von Habitaten für niedermoortypische Fauna	Störung bei der Ernte
Herstellung des Dämmstoffes		Ressourcenschonend Kein Einsatz von Pestiziden Minimaler Energieverbrauch	
Nutzung		Energieeinsparung	
Entsorgung		Kompostierbar Bei thermischer Verwertung: Energiegutschrift	

12.6.3 Marketing und Vertrieb

Die hier getroffenen Feststellungen beziehen sich im Wesentlichen auf den Einblasdämmstoff aus Rohrkolbenblattmasse, da nur bei diesem das Preis-Leistungsverhältnis realistisch eingeschätzt werden kann. Um den „Marktwert“ z.B. der Sandwiches zu ermitteln, sind genauere Untersuchungen nötig, die Auskunft über die Einsparungen durch vereinfachte Konstruktionen geben.

12.6.3.1 Preispolitik

Studien zeigen, dass die grundsätzliche Preisbereitschaft der Kunden für höherwertige, ökologische Produkte vorhanden ist. Die preisliche Positionierung der Rohrkolben-Dämmstoffe und der Verarbeitungsleitung erfolgt daher im oberen Preissegment, wenn man den gesamten Dämmstoffmarkt als Vergleichsbasis heranzieht. Aufgrund der besonderen Positionierung der Produkte am Markt sowie deren ausgezeichneter Qualität, verfolgt das zu gründende Unternehmen von Anfang an die Strategie, einen möglichst hohen Ertrag zu erzielen.

Da die Verarbeitungsmenge begrenzt ist und in den nächsten Jahren nur langsam ausgebaut werden kann, wird eine Hochpreispolitik, unterstützt durch entsprechende Marketingmaßnahmen angestrebt und lässt sich durch die besonderen Produkteigenschaften, eine hochwertige Verarbeitung und den regionalen und ökologischen Zusatznutzen dem Kunden glaubhaft belegen.

Auf der Grundlage der präsentierten ökonomischen Bewertung wird von einem Endverkaufspreis pro m³ produzierter Einblasdämmstoff von 150 bis 175 DM ausgegangen. Im Vergleich zu anderen Dämmstoffen aus nachwachsenden Rohstoffen liegen die Rohrkolbenprodukte damit am unteren Ende der Preisspanne für ökologische Dämmstoffe. Hauptkonkurrent in diesem Preissegment dürften die Produkte aus Zellulose sein, für die Endverkaufspreise von 140 bis 160 DM zu veranschlagen sind.

12.6.3.2 Produktpolitik

Der Rohrkolben-Einblasdämmstoff wird als ökologische Alternative zu herkömmlichen Dämmstoffen positioniert werden, der die Nachteile der übrigen ökologischen Dämmstoffe vermeidet.

Gegenüber anderen ökologischen Dämmstoffen besitzt der aus Rohrkolben hergestellte Dämmstoff folgende Eigenschaften:

- Aufgrund des Luftkammersystems eine naturgegebene Wärmedämmung;
- Sehr gutes Preis-Leistungsverhältnis, da kostengünstig herstellbar;
- Herstellung ohne Einsatz von Pestiziden/gesundheitsschädigenden Stoffen;
- Schwer entflammbar, deshalb als B1-Baustoff einsetzbar (Zulassung in Bearbeitung);
- Ökologischer Zusatznutzen durch Erhaltung und Erneuerung des Moorbodens im größten Niedermoorgebiet Süddeutschlands.

Die deutlich reduzierte Brennbarkeit des Rohrkolben-Rohstoffs, stellt einen wesentlichen Vorteil gegenüber herkömmlichen ökologischen Dämmstoffen dar. In der Vermarktung des Dämmstoffs werden seine Eigenschaften als B1-Baustoff (schwer entflammbar) im Vergleich zu B2 (normal entflammbar) der übrigen nachwachsenden Dämmstoffe daher besonders herausgestrichen. Um eine schnelle Markteinführung zu gewährleisten, ist in der

Einführungsphase ein Verkauf des Einblasdämmstoffes unter entsprechenden Hinweisen ohne Baustoffzulassung geplant. Parallel dazu wird die Zulassung als B1-Baustoff (schwer entflammbar) beantragt.

Gleichzeitig soll das Produkt weiterentwickelt und die Produkteigenschaften durch entsprechende Zuschlagssubstanzen verbessert werden. In der Zukunft kann der Rohrkolben-Rohstoff dann nicht nur als Einblasdämmstoff sondern auch als Sandwichplatten, Trittschalldämmplatten und Lehmfertigputz angeboten werden.

12.6.3.3 Pilotprojekte

Ackerbürgerhaus

Dieses Pilotprojekt ist gleichzeitig ein wichtiger Bestandteil der Marketingstrategie. Es handelt sich um eine optimale Möglichkeit, mit Kunden in Kontakt zu kommen, da das Ackerbürgerhaus die öffentlichkeitswirksame Präsentation in sich trägt. Es ist mitten in der Altstadt Ingolstadts lokalisiert, ist von hohem denkmalschützerischen Wert, ist im Besitz der Stadt und soll schließlich in den Besitz einer Umweltinitiative übergehen, die die Medien geschickt und häufig bedient. Darüber hinaus ist es ein Gebäude, dessen auffälligstes Merkmal das hohe und steile Satteldach ist, das sich bis auf Greifhöhe herunterzieht. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie mit diesem Dach umgegangen wird. Die Dämmung spielt daher eine entscheidende Rolle; an diesem Pilotprojekt kann darüber hinaus die Eignung der Rohrkolben-Dämmstoffe bei der Renovierung von Altbauten und denkmalgeschützten Objekten präsentiert und unter Beweis gestellt werden. Die Durchführung der Maßnahme ist für den Sommer 2001 geplant.

Weitere Umsetzungsprojekte

Im Frühjahr/Sommer 2001 sind folgende Pilotprojekte geplant (Planung: Architekturbüro Mießl, Schrobenhausen):

- Energetische Sanierung des Daches eines Einfamilienhauses in Pöttmes mit dem Rohrkolben-Einblasdämmstoff;
- Neubau eines Passivhauses in Pöttmes mit Dämmung von Dach und Außenwänden mit dem Rohrkolben-Einblasdämmstoff.

Für die Jahre 2001/2002 liegen Anfragen von mehreren Kunden bzgl. Energetischer Sanierung sowie für Dämmungen von Neubauten vor.

9.7.5 Chancen und Risiken

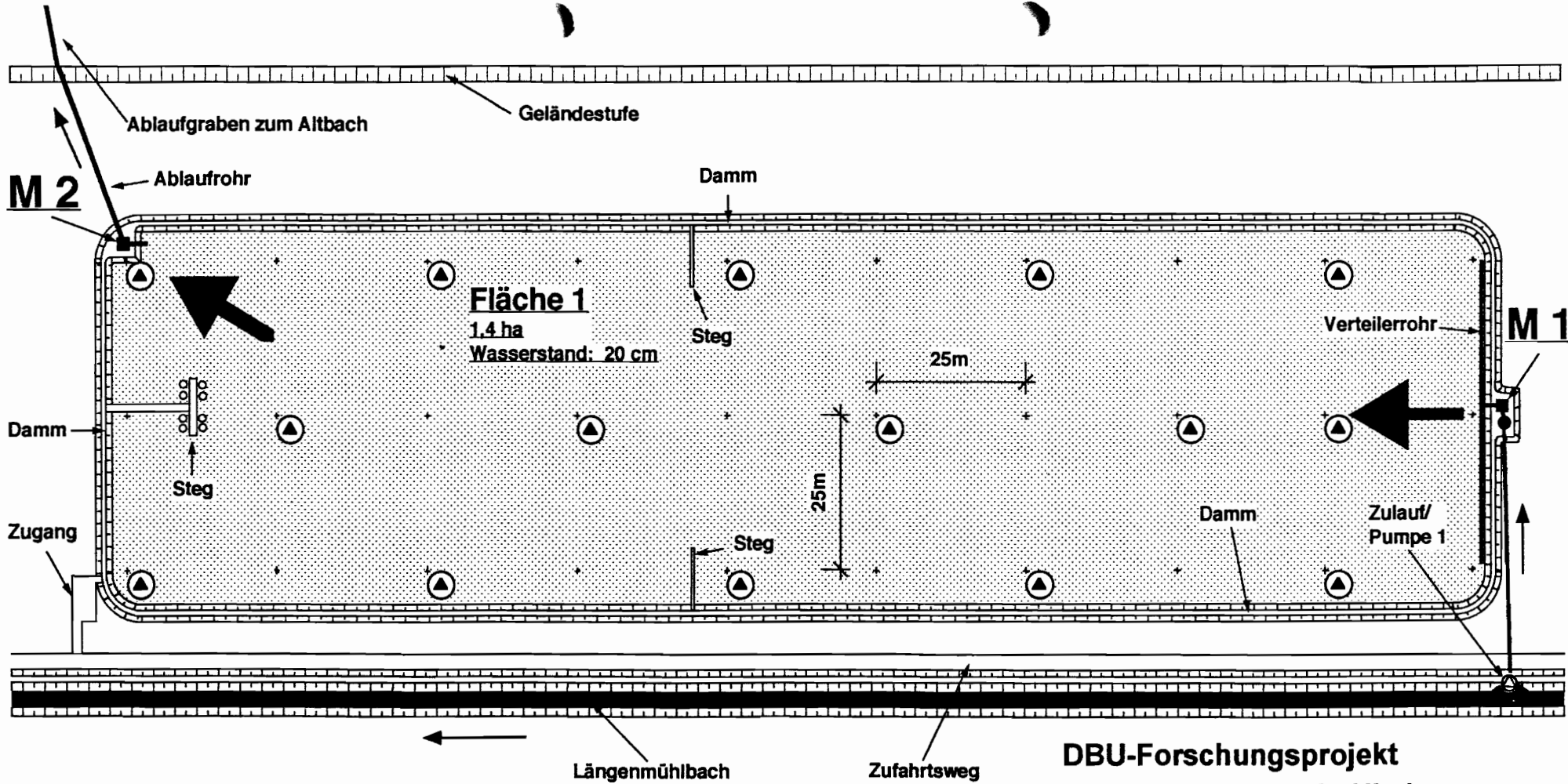
Die große Chance bei einem Geschäftskonzept liegt im möglichen **Vorstoß in den Bereich der höherwertigen Dämmstoffe**, die mehrere Funktionen wie Wärme- und Schalldämmung, Tragfähigkeiten bzw. andere statische Erfordernisse und fertige Oberflächen „All-in-one“ auf sich vereinigen. Solche Konstruktionselemente ersetzen (vor allem im Systembau) zeit- und

materialaufwändige Mischkonstruktionen und können deshalb einen hohen m³-Preis erzielen (bis ca. 1.000 DM/m³). Ein weiterer Vorzug dieser via spezieller Schneidetechnik zu realisierenden Konstruktionen ist, dass sie nur mit Rohrkolben als Rohstoff zu verwirklichen sind und man mit dem Wissen um die Verarbeitung dieses Material einen zusätzlichen Wettbewerbsvorteil erhält.

Eine weitere Chance besteht in der begründeten Hoffnung, dass bei der Beschäftigung mit dem weitgehend unaufgeklärten Gebiet der Rohrkolbenverwertung **weitere Produktideen** reifen, die heute noch gar nicht gesehen werden oder bestenfalls angedacht sind (Herstellung von Formteilen und Bauplattenmaterialien sowie der Einstieg in spezielle Lehmbautechniken). Die Potentiale, die dort ruhen, können groß sein, sind aber aus der momentanen Situation heraus schwer einschätzbar.

Auch die **Honorierung der externen Leistungen**, die das Landnutzungskonzept mit sich bringt, ist durchaus wahrscheinlich. Das würde bedeuten, dass die öffentliche Hand für Leistungen wie Wasserrückhaltung, Wasserreinigung, Bereitstellung von gefährdeten Biotopen, die der Allgemeinheit zu Gute kommen, Gelder zur Verfügung stellt. Dadurch könnte der Rohstoff zu günstigeren Konditionen produziert werden.

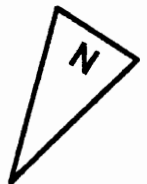
Die größten Risiken liegen in der Struktur des inländischen Dämmstoffmarktes begründet. Dieser Markt wird von drei Konzernen beherrscht, die einen Marktanteil von 95% unter sich aufteilen. Diese Marktführer sind natürlich bestrebt, ihren Anteil zu halten bzw. auszubauen. Dies dürfte in Form einer zunehmend aggressiven Preispolitik geschehen. Auch wurde in der Vergangenheit von dieser Seite versucht, innovative Entwicklungen durch patentrechtliche Drohungen am Markteintritt zu hindern. Dieses Szenario könnte an Substanz gewinnen, wenn sich der Gesetzgeber entschließt, im Preis für konventionelle Dämmstoffe die tatsächlichen Entsorgungskosten zu berücksichtigen oder in den DIN-Normungsausschüssen eine Änderung bezüglich der Giftigkeit im Brandfall beschlossen werden würde.



**DBU-Forschungsprojekt
Rohrkolbenanbau in Niedermooren**

Versuchsfläche 1
M. 1 : 1000

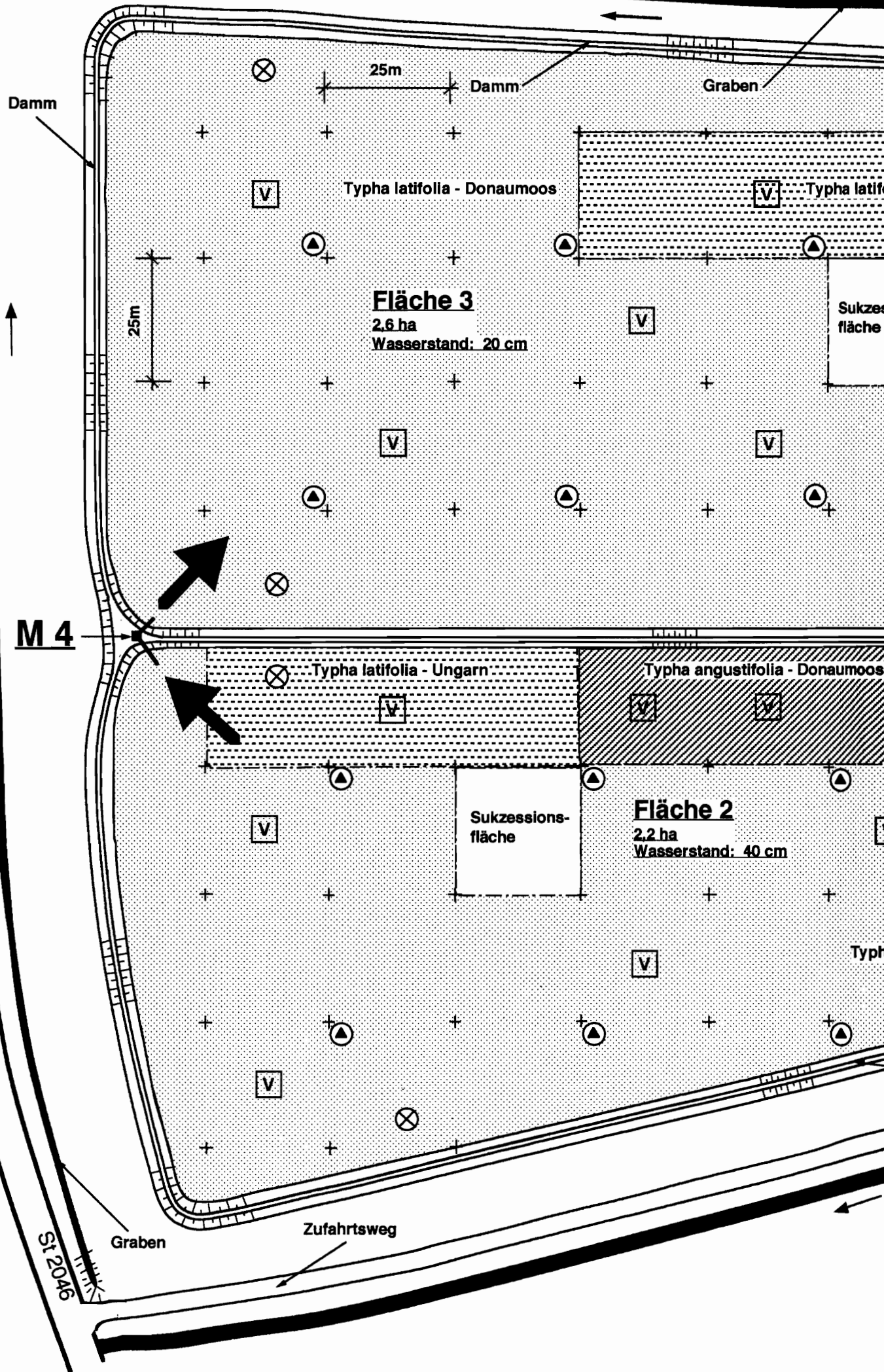
Datum der Erstellung: 26.05.99
Plannummer/Codierung: W9709PL1000-2



- Zeichenerklärung:**
- ▲ Sedimentfallen
 - ⊗ Probenahme Spurengase

Ingenieurbüro Lenz 

Dipl.-Ing. A. Lenz, Lusenstr. 6, D-94160 Ringelai
Tel.: 08555/1667 Fax: 4201 e-mail: lenzanton@aol.com

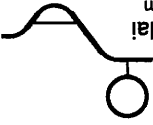


**DBU-Forschungsprojekt
Rohrkolbenanbau in Niedermooren**

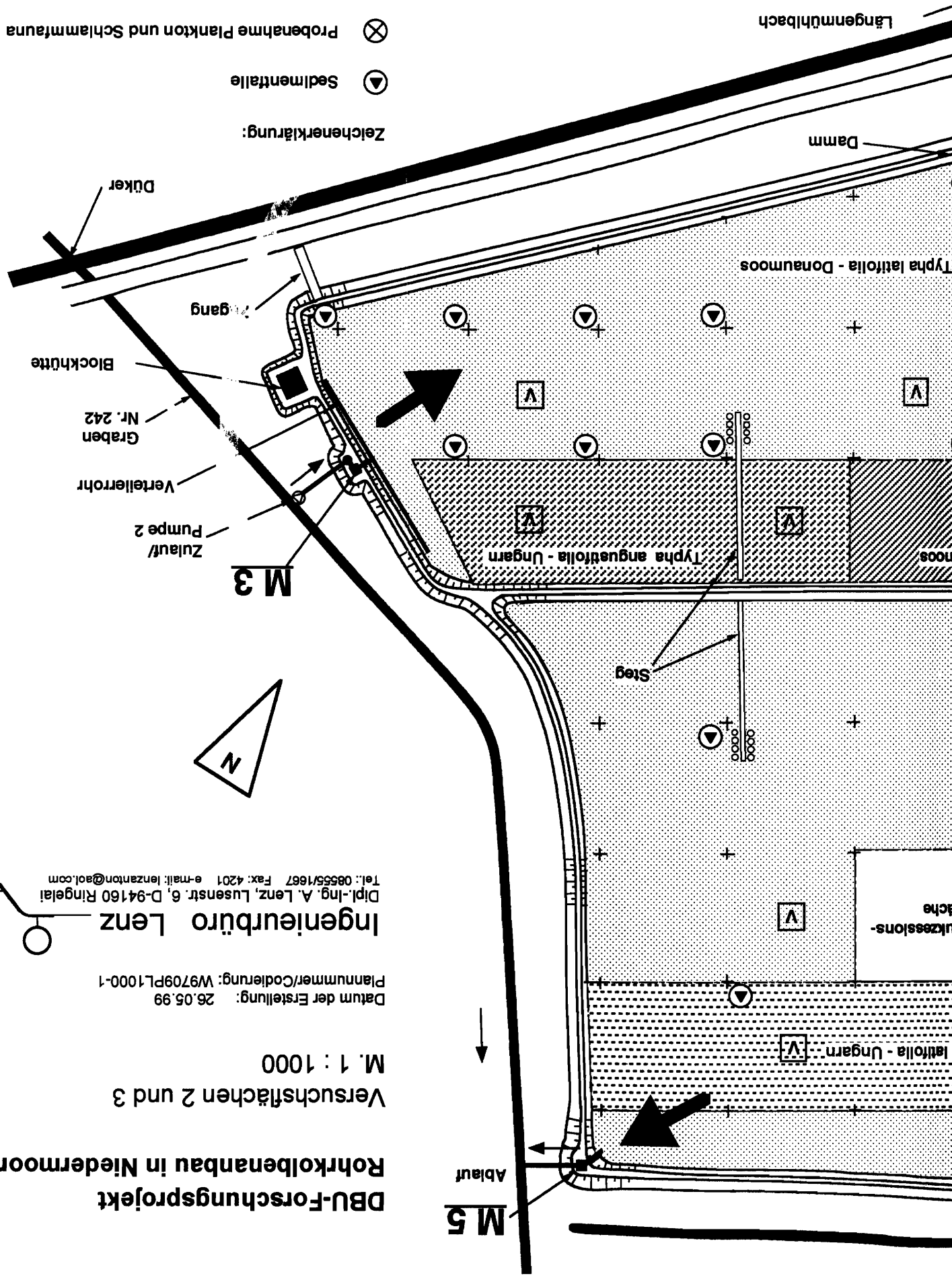
Versuchsflächen 2 und 3
M. 1 : 1000

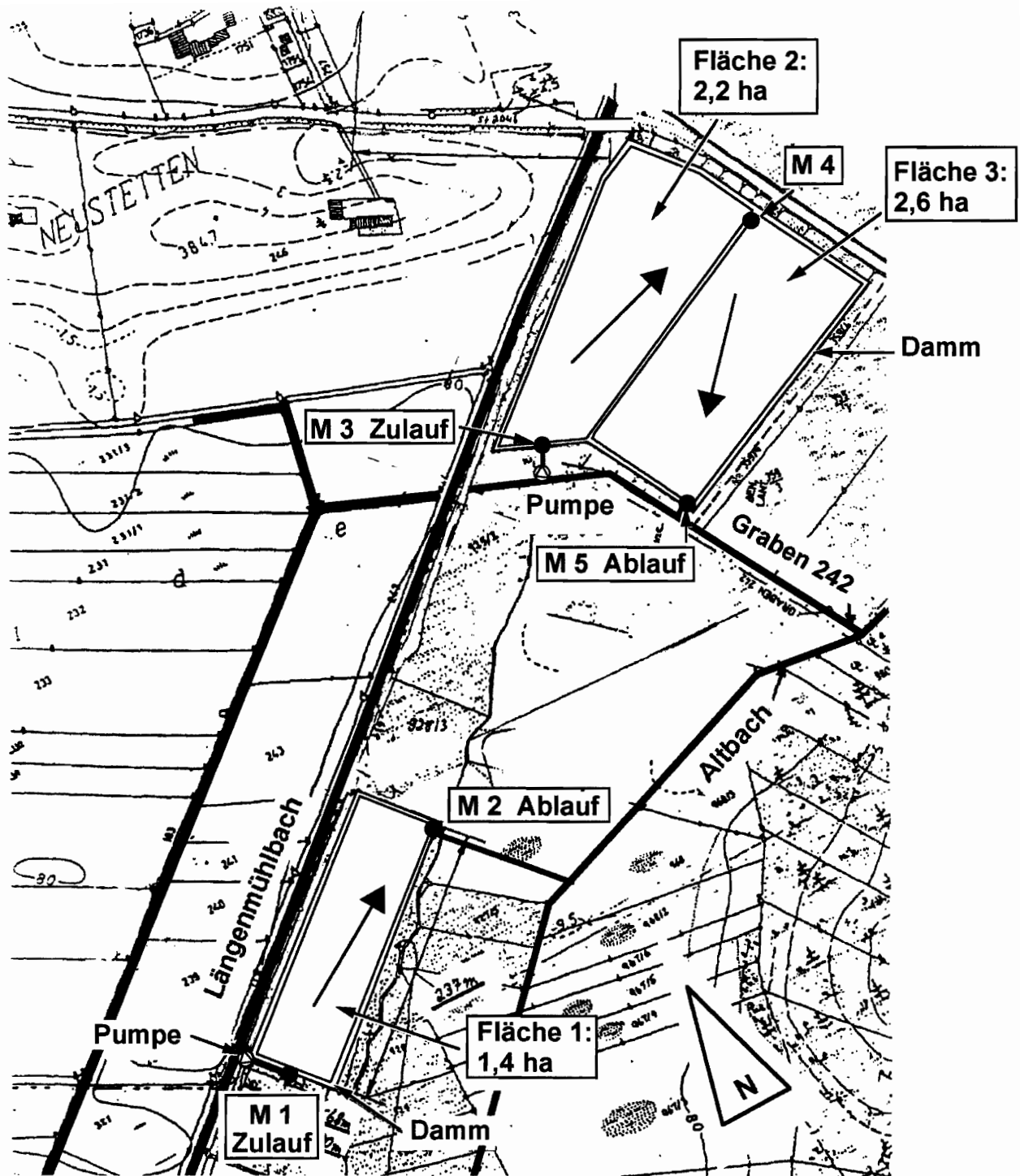
Datum der Erstellung: 26.05.99
Planummer/Codierung: W9709PL1000-1

Ingenieurbüro Lenz
Dipl.-Ing. A. Lenz, Lusenstr. 6, D-94160 Ringelai
Tel.: 08555/1667 Fax: 4201 e-mail: lenzanton@aol.com



- Zeichenerklärung:**
- ⊙ Sedimentalle
 - ⊗ Probenahme Plankton und Schlammsauna
 - ⊙ Probenahme Spurengase
 - ⊔ Dauerflächigen Vegetation, 5 m x 5 m





**DBU-Forschungsprojekt
Rohrkolbenanbau in Niedermooren**

Übersichtsplan
M. 1 : 5000

Datum der Erstellung: 26.05.99
Plannummer/Codierung: W9709PL5000

Ingenieurbüro Lenz
Dipl.-Ing. A. Lenz, Lusenstr. 6, D-94160 Ringelai
Tel.: 08555/1667 Fax: 4201 e-mail: lenzanton@aol.com

