

**Archives of Nature Conservation and Landscape Research/
Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung**
Vol 38, 1999

Inhaltsverzeichnis

- | | |
|--------------------------------|--|
| 01) M. Succow: | Probleme und Perspektiven einer Niedermoornutzung |
| 02) W. Wichtmann: | Schilfanbau als Alternative zur Nutzungsauffassung von Niedermooeren |
| 03) T. Timmermann: | Anbau von Schilf (<i>Phragmites australis</i>) als ein Weg zur Sanierung von Niedermooeren – Eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsentwicklung und Konsequenzen für die Praxis |
| 04) H. Koppitz et Al.: | Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfklone (<i>Phragmites australis</i>)
1. Saisonale Entwicklung der Bestandesstruktur, Halmmorphologie und Produktivität |
| 05) H. Koppitz et Al.: | Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfklone (<i>Phragmites australis</i>)
2. C/N-Haushalt und Druckventilation der Rhizome |
| 06) A. Schäfer: | Schilfrohrkultur auf Niedermoor – Rentabilität des Anbaus und der Ernte von <i>Phragmites australis</i> |
| 07) W. Wichtmann: | Nutzung von Schilf (<i>Phragmites australis</i>) |
| 08) O. Dietrich et Al.: | Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau |
| 09) R. Dannowski et Al.: | Wasserhaushalt einer vernässten Niedermoorfläche in Nordost-Brandenburg |
| 10) A. Gensior, J. Zeitz: | Einfluss einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Eigenschaften eines degradierten Niedermooeres |
| 11) U. Münchemeyer et Al.: | Einfluss der Wiedervernässung von stark degradiertem Niedermoorgrasland auf den Verlauf der Stickstoff-Mineralisierung |
| 12) A. Schäfer, W. Wichtmann: | Sanierte Niedermooere und weitergehende Abwasserreinigung |
| 13) A. Schäfer, S. Degenhardt: | Sanierte Niedermooere und Klimaschutz – Ökonomische Aspekte |

PROBLEME UND PERSPEKTIVEN EINER NIEDERMOORNUTZUNG

MICHAEL SUCCOW*

*Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Botanisches Institut, Grimmer
Straße 88, 17487 Greifswald*

(Eingegangen 1. März 1999; Angenommen 4. März 1999)

Die negativen Auswirkungen der intensiven Nutzung mitteleuropäischer Niedermoore zwingen dazu, den Umgang mit ihnen neu zu überdenken. Es gilt, ökologische Funktionen von Mooren als Akkumulationsräume, Regulatoren der Stoffströme und des Klimas sowie als wertvolle Habitate zu erhalten oder wiederherzustellen. Höchste Priorität kommt dabei dem Schutz der noch wachsenden, naturnahen Moore zu. Eine Revitalisierung bereits degradierter Niedermoore ist im Tiefland vielfach leicht möglich. Im allgemeinen entstehen bei Aufgabe der Entwässerung flach überstaute Standorte, auf denen sich spontan vorwiegend Röhrichte nicht torfbildender Helophyten (*Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* u.a.) ansiedeln. Die Etablierung einer stabilen torfbildenden Vegetation ist daher ein Prozeß, der sich über Jahrzehnte erstrecken kann oder durch ökotechnische Maßnahmen, wie Pflanzungen, Ansaat u.a. beschleunigt werden muß.

Schlüsselwörter: Niedermoore; Funktionen; Revitalisierung

Problems and Perspectives of Land Use of Fens

In Central Europe intensive land use on fen peatlands led to a lot of problems. There is a great demand for new concepts. Ecological functions of mires as habitats or sinks in the landscape that regulate climate and fluxes of solutes have to be protected or restored. Protection of still growing, natural mires should have priority. Revitalization of degraded lowland peatlands is often easy to realize. If drainage of peatlands is given up, reeds of non-peatforming helophytes (*Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima*) develop spontaneously in ponded areas. The establishment of stable peat forming vegetation may last decades. To accelerate this process ecotechnical measures like plantation and sowing are possible applications.

Keywords: Fen peatlands; functions; restoration

*Tel.: +49 3834 86 4119, Fax.: +49 3834 86 4114, e-mail: succow@rz.uni-greifswald.de

1. EINFÜHRUNG

Die Niedermoore Nordostdeutschlands haben im Laufe der Jahrhunderte eine stetige Nutzungsintensivierung erfahren. Fast alle für den Menschen verfügbaren Flächen wurden nach anfänglicher Torfnutzung in Grünlandnutzung überführt, zum Teil sogar in Ackernutzung. Die agrarische Nutzbarmachung der letzten Reste noch naturnah verbliebener beziehungsweise die hochgradige Nutzungsintensivierung der bislang extensiv bewirtschafteten Moorlandschaften erfolgte in Mitteleuropa im wesentlichen in den 50er bis 80er Jahren dieses Jahrhunderts, also während eines Zeitraumes von nur 30 Jahren! Die allgemeine "Krise der Landnutzung" in den Ländern der Europäischen Gemeinschaft brachte die "Hydromeliorationen" inzwischen weitgehend zum Erliegen. Die Folgen, die die Anwendung "industriemäßiger Produktionsmethoden" auf die Landschaft hat, werden uns aber erst jetzt in ihrer ganzen Tragweite für die Gesellschaft bewußt. Ausführliche Darstellungen zur Geschichte der Niedermoornutzung finden sich bei Succow (1981) beziehungsweise Succow & Jeschke (1990). Die anthropogene Umwandlung der Niedermoorstandorte ist zusammenfassend bei Succow (1988) beziehungsweise Succow & Joosten (1999) dargestellt.

Die Auswirkungen der intensiven agrarischen Moornutzung haben nicht nur ökologische, sondern zunehmend auch ökonomische und soziale Dimension erreicht. Die tiefgreifenden Entwässerungen führten zur weiträumigen Degradierung der Moorstandorte und damit zum Verlust ihrer Gebrauchswerteigenschaften für eine weitere landwirtschaftliche Nutzung, zum Erlöschen als Zentren der Biodiversität und zu unbeherrschbaren Stoffströmen und damit Umweltbelastungen. Die Abbildungen 1 bis 3 (aus Succow, 1997) zeigen zusammenfassend die Entwicklungen.

Das Moor stellt ein akkumulierendes Ökosystem dar, es speichert bis über $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ organische Substanz (Abb. 1). Mit der Torfbildung erfolgt eine Festlegung von Nährstoffen und Wasser, das Moor ist eine Nährstofffalle ("sink"). Die Akkumulation von Stickstoff beträgt bis zu $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und die von Phosphor beträgt $0,1 - 0,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das Moor liefert hochgradig filtrierte Wasser, funktioniert als Entsorgungssystem und als Lebensraum für gefährdete Arten.

Die Torfbildung ist bereits unterbrochen, die Torfmineralisierung ist gering (bis $1000 \text{ kg TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Der nutzungsbedingte Phytomas-

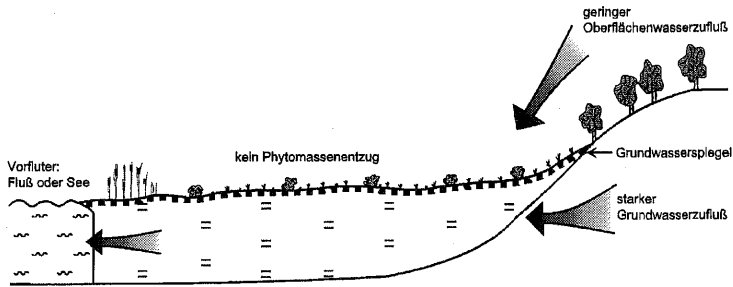


ABBILDUNG 1 Naturzustand eines Niedermoores als wachsendes Durchströmungsmoor (bis ca. 1770).

FIGURE 1 Natural status of a fen (percolating mire).

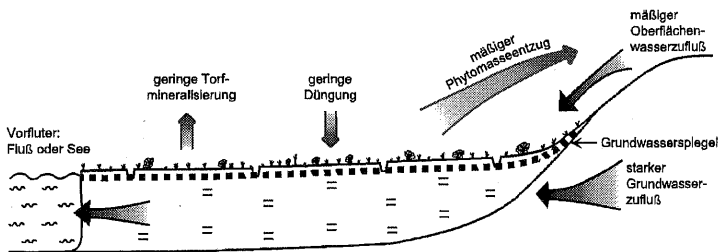


ABBILDUNG 2 Extensiv genutztes Niedermoor – Durchströmungsmoor – (Feuchtwiese, Feuchtwiese) ab ca. 1770 bis 1970.

FIGURE 2 Percolating mire with low intensity land use (wet meadow or wet pasture) from 1770–1970.

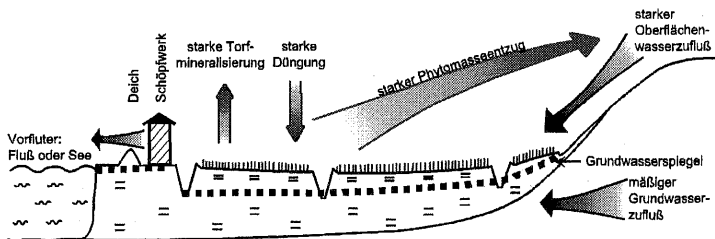


ABBILDUNG 3 Intensiv genutztes Niedermoor-Durchströmungsmoor ab ca. 1970.

FIGURE 3 Intensively used, deeply drained fen (since ~ 1970).

seentzug beträgt 350 bis 500 kg TM ha⁻¹ a⁻¹. Die Stoffausträge (N, P) über Sickerwasser und Gräben sind minimal, eine nutzungsbedingte Oligotrophierung des Standortes ist die Folge. Die Entsorgungsleis-

tung des Moorökosystems ist nur unwesentlich eingeschränkt. Das mäßig entwässerte und als Grasland genutzte Moor stellt ein stabil und nachhaltig produzierendes und dabei langfristig funktionierendes Ökosystem dar.

Der nutzungsbedingte Phytomasseentzug liegt bei 500 bis 1200 kg TM ha⁻¹ a⁻¹. Eine rasante Torfmineralisierung infolge der tiefgreifenden Entwässerung mit Torfverlusten zwischen 6000 und 20000 kg TM ha⁻¹ a⁻¹. Mit der Torfmineralisierung erfolgt eine immense Nährstofffreisetzung (Abb. 3). Die Filterwirkung des Moores ist aufgehoben. Die Stickstoffausträge über das Dränwasser betragen ~ 70 kg ha⁻¹ a⁻¹. Das dem Moor zufließende Grundwasser wird durch Gräben abgeführt ein Durchsickern des Torfkörpers findet nicht mehr statt. Für eine intensive Pflanzenproduktion wird die Bereitstellung von Zusatzwasser notwendig. Aus einem Entsorgungsökosystem wurde ein Belastungsökosystem, das intensiv genutzte Niedermoor ist als Lebensraum für gefährdete Arten von geringer Bedeutung. Die fortgesetzte Nutzung führt schließlich zum Aufbrauch des Torfmoores.

Ein Weiterführen agrarischer Intensivnutzung verbietet sich nicht nur aus ökologischen Gründen. Als Form "ordnungsgemäßer Landwirtschaft" ist sie schon lange nicht mehr zu akzeptieren. Sackung, Schrumpfung, Mineralisierung und Erosion führen zu deutlichem Höhenverlust und damit zur Verminderung des Flurabstandes zum Grundwasser. Das macht eine erneute Entwässerung notwendig, die wiederum die gleichen Abläufe auslöst. Mit jeder weiteren Meliorationsmaßnahme wird der Regelkreis enger, die Standorte werden in sich heterogener und immer schwieriger zu bewirtschaften. Aus Grundwasserstandorten werden zunächst Staunässestandorte und schließlich vorherrschend durch Haftnässe geprägte Standorte, die nach Niederschlagsphasen infolge zunehmender Mikroreliefierung auch noch durch Sammelwasser gekennzeichnet sein können. Freibewegliches (dränbares) Bodenwasser, einst für diese Standorte typisch, ist kaum mehr vorhanden. Auf diesen wechsellassen/wechseltroffenen Standorten finden die Kulturgräser keine geeigneten Standortbedingungen, es kommt rasch zu Bestandsumschichtungen, es entsteht das "minderwertige" Quecken-Grasland. Das hat wieder erneute Umbrüche zur Folge mit Ansaaten der diesen neuartigen Standorten immer weniger gewachsenen Kulturgräser. Der "Teufelskreis" (Abb. 4, verändert nach Kuntze, siehe Succow, 1988) faßt die Prozesse der landwirtschaftlichen Moornutzung zusammen.

2. BEDEUTUNG ÖKOLOGISCHER FUNKTIONEN VON NIEDERMOOREN

Wachsende, also naturnahe Moore erfüllen wesentliche ökologische Funktionen in der Landschaft. Zum einen spielen sie eine Rolle als steuernde Komponenten im Wasser- und Stoffhaushalt der Landschaft, zum zweiten ist ihre landschaftliche Klimawirkung zu nennen und zum dritten ihre Habitatfunktion. Während der Erhalt der Habitatfunktion von Seiten des Naturschutzes seit seinen Anfängen im Mittelpunkt des Moorschutzes stand, ist die Sicherung der anderen Funktionen von Mooren im Landschaftsgefüge erst in jüngerer Zeit in ihrer Gesamtbedeutung erkannt worden. Innerhalb der landschaftlichen Klimawirkung ist insbesondere die hohe Verdunstung und damit der Kühlungseffekt von Mooren zu nennen sowie auch die Eigenschaft als Kaltluftbildungsräume. Innerhalb der Bedeutung von Mooren als steuernde Landschaftskomponente im Wasser- und Stoffhaushalt sind

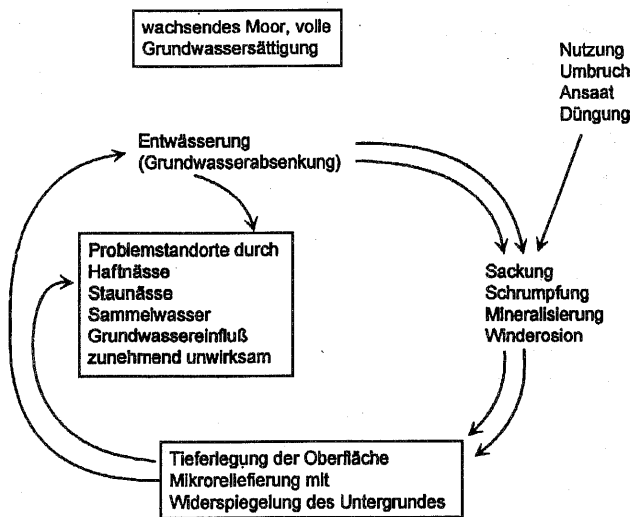


ABBILDUNG 4 "Teufelskreis" der Moornutzung, verändert nach Kuntze, siehe Succow (1988).

FIGURE 4 Circulus vitiosus of peatland utilization, after Kuntze, published in Succow (1988).

insbesondere die Funktion von Mooren als potentielles Endglied von Stoffströmen (Senken), die biogene Kontrolle über Stoffflüsse im Zusammenhang mit der Torfbildung, die Filter- und Akkumulationsleistung sowie die Wirkung auf das Abflußgeschehen herauszustellen. Waren diese Eigenschaften der Moorökosysteme schon für die Funktionalität der Naturlandschaft von grundlegender Bedeutung, so sind sie es in der uns heute umgebenden Kulturlandschaft in noch viel höherem Maße. Die Umwandlung der einstigen Waldlandschaft in eine überwiegende Offenlandschaft verdoppelte das Abflußgeschehen und vervielfachte die Stoffströme. Hinzu kommen die immer stärker werdenden, alle Naturräume belastenden Immissionen und Emissionen im Ergebnis unseres Wirtschaftens. Der Sicherung des "Entsorgungsvermögens", also des Binde- und Speichervermögens für Schad- und Laststoffe sowie für Wasser, kommt in anthropogen überformten Landschaften eine fundamentale Bedeutung zu.

Damit wird der Erhalt beziehungsweise die Wiederherstellung dieser Funktion der Moorökosysteme – soweit dies noch machbar – zu einer der entscheidenden Naturschutzstrategien in unseren Kulturlandschaften. In diesem Sinne ist folgende Prioritätenreihe zu setzen:

1. Unabdingbarer Erhalt aller noch torfbildenden Moore in unserer Landschaft als Naturschutzgebiete. Sie sind als Naturentwicklungsräume "ohne uns für uns" von unschätzbarem Wert. Hier ist kein "Reparaturnaturschutz" erforderlich. Da Moore bekanntlich aus der sie umgebenden Landschaft gespeist werden, ist dem Umgebungsschutz von Mooren große Aufmerksamkeit zu widmen.
2. Generelle Revitalisierung von entwässerten Mooren, die als Nutzungsstandorte aufgegeben wurden beziehungsweise werden. Eine Revitalisierung im Sinne der Wiederherstellung von Bedingungen für Akkumulationsprozesse ist allerdings nur bei ausreichendem Wasserdargebot möglich. Auch ist zu akzeptieren, daß die "Wiederversumpfung" von Teilen unserer an Nährstoffen überlasteten Landschaft in der Regel nur über Phytocoenosen eubis polytropher Standortprägung erfolgen kann. Allerdings ist mit einsetzender Torfspeicherung eine allmähliche "Selbstreinigung", also Nährstoffentsorgung, zu erwarten. Bis zum generellen Wiederaufstehen der einstmals vorherrschenden oligo- bis mesotrophen Moorbildungen dürften aber Jahrhunderte vergehen.

3. Auf all den Moorstandorten, auf denen eine an Entwässerung gebundene Nutzung noch weiterbetrieben wird, sind moorschonende Formen der Flächennutzung zu etablieren. Saat-Grasland und Ackernutzung auf Torfstandorten müssen der Vergangenheit angehören. Generell ist Grünlandextensivierung, d.h. eine Rückführung der Nutzung auf eine einfache Biomasseabschöpfung ohne Düngung, mit Wasserrückhaltung beziehungsweise Grundwasseranhebung zu koppeln. Auch sind Pufferzonen gegen Nährstoffeinträge an den Feuchtgebietsrändern (zum Beispiel Gehölzstreifen) wichtig. Zunehmend sind alternative Nutzungsformen zu entwickeln, die bei Erhalt der Torfspeicherung (also ohne Entwässerung) ein teilweises Abschöpfen der aufwachsenden Biomasse ermöglichen. Das kann nur in Form von semiaquatischen Ökosystemen erfolgen.
4. Moornaturräume mit noch erhaltenen historischen Nutzungsformen (Halbkulturformationen hoher Biodiversität) sind als Schutzgebiete mit Pflegenutzung zu sichern. Auch hier sind ausreichende Pufferzonen unabdingbar. Gegebenenfalls sind spezielle Artenschutzprogramme einzuleiten.

Die jährlichen finanziellen Hektarbelastungen einer intensiven Moor-Grünlandnutzung betragen bei Einbeziehung der Kosten für Schöpfwerkserhalt und -betrieb sowie Deicherhalt bis zu 2.000 DM. Die Fortschreibung der Kosten für Hydromeliorationen, wie sie sich zwangsläufig bei Intensivnutzung infolge fortgesetzten Moorschwundes ergeben, sind dabei noch nicht einmal eingerechnet. Die Fortführung einer intensiven agrarischen Moornutzung ist nur durch hohe Subventionen aufrechtzuerhalten. Der erzielte Nutzen deckt weit weniger als die Hälfte der auftretenden Gesamtkosten. Der enorme Ressourcenverbrauch sowie die damit in Zusammenhang stehenden Umweltbelastungen gehen bisher nicht in die Gesamtrechnung ein. Die nur durch hohe Transferzahlungen aufrecht zu erhaltende intensive agrarische Moornutzung unterliegt einer fortschreitenden Akzeptanzkrise. Es läßt sich einschätzen, daß entwässerte genutzte Moorstandorte heute zu "Grenzertragsstandorten" geworden sind, aus denen sich die herkömmliche Flächennutzung zunehmend zurückziehen wird beziehungsweise schon zurückgezogen hat (Succow, 1997).

Unser gewachsenenes ökologisches Wissen, aber auch die gegenwärtige allgemeine Krise der Landnutzung, eröffnen vielfältige Möglichkeiten zu einer Neuorientierung im Umgang mit Moorökosystemen. Zunehmend ist zu hinterfragen, welche Nutzungsformen von Mooren sind heute wirklich nützlich, welchen Nutzen bringen Moore ohne direkte Nutzung? Ein neues Verständnis im Umgang mit Mooren ist also angesagt (Succow, 1997).

3. MÖGLICHKEITEN DER REVITALISIERUNG VON NIEDERMOOREN

Die nahezu vollständige anthropogene Umwandlung der Moorstandorte Mitteleuropas von akkumulierenden zu freisetzenden, also sich aufzehrenden Ökosystemen, zwingt, Möglichkeiten einer Revitalisierung von Mooren verstärkt zu untersuchen und umzusetzen. Etwa ein Drittel der Moorstandorte Mitteleuropas dürften auf Grund der einst herrschenden hydrologischen Bedingungen Talmoore mit den sie vor allem aufbauenden Durchströmungsmooren gewesen sein. Sie sind der kennzeichnende Moortyp der Jungmoränenlandschaften Nordostdeutschlands und des Alpenvorlandes. Sie waren durch Quellmoore (in der Regel am Talrand), den dominierenden Durchströmungsteil und relativ schmalen Flußüberflutungsmooren gekennzeichnet. Intakte Talmoore mit unvererdeter, nicht durch Entwässerungen, Torfstiche oder landwirtschaftliche Nutzung beeinträchtigter Oberfläche gibt es gegenwärtig in Deutschland nur noch kleinflächig im Alpenvorland. Auf Grund ihrer relativ leichten Entwässerbarkeit und Großflächigkeit sind sie in Mitteleuropa zunächst generell als Torfabbauggebiete und später in landwirtschaftliche Flächennutzung überführt worden. Erst im östlichen Teil Polens (Biebrza, Narew) sowie in Weißrußland (Pripijad, Jaziellda) kann man noch wachsenden Durchströmungsmooren in ausgedehnten Flußtalmooren begegnen. Im südlichen Ostseeküstenraum ist lediglich auf Standorten mit einstigen Flachabtorfungen, insbesondere im Flußtalmoor der Peene (Mecklenburg-Vorpommern) noch auf kleinen Flächen eine naturnahe Vegetation anzutreffen, die eine gewisse Vorstellung von der einstigen

Physiognomie und dem großen floristischen Reichtum dieser Moore vermittelt.

Prinzipiell ist eine Revitalisierung von Flußtalmooren nur dann möglich, wenn es gelingt, sowohl die Quellmoorsysteme am Talrand zu aktivieren, als auch Überflutungen auf den zum Fluß geneigten tiefliegenden Moorflächen zuzulassen. Es könnten so wieder Bedingungen für torfbildende Vegetationsformen entstehen. Mit den erneut aufwachsenden Torfen dürfte sich allmählich aus dem derzeit eu- bis polytrophen Status mittelfristig ein eu- bis mesotropher Status entwickeln. Auf durch landwirtschaftliche Übernutzung degradierten tiefgründigen Talmoorstandorten können flußnah zunächst Wasserregime etabliert werden, die Auen-Überflutungsmoor-Standorten ähneln. Voraussetzungen dazu sind dann gegeben, wenn die Vorfluter im Gefolge der intensiven Graslandnutzung über den umgebenden Moorniederungen liegen, was heute die Regel ist. Die hochmineralisierten, verdichteten und damit schwer durchlässigen Torfe werden bei Wassereinspeisung überflossen, es entstehen phasenhafte oder ständige Flachwasserstandorte. Als potentiell-natürliche Vegetation sind mittelfristig zu erwarten:

- Erlenbruchwälder im Gleichgewicht von Torfbildung und Torfabbau
- Schilfröhrichte (*Phragmites australis*) mit potentieller Torfspeicherung
- Großseggenriede (*Carex riparia*, *C. acutiformis*, *C. paniculata*, *C. elata*) mit Torfspeicherung
- Bruchgebüsche vornehmlich aus Grauweide (*Salix cinerea*), teilweise auch Bruchwälder aus Baumweide (*Salix alba*, *Salix fragilis*). Torfbildung findet hier nicht statt.
- Süßgrasröhrichte (*Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Poa palustris*, *Agrostis alba gigantea*) mit möglicher Mähnutzung für Futterzwecke, allerdings ohne Torfbildungsvermögen.

Nach bisher vorliegenden Erfahrungen in Experimentalanlagen in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg beziehungsweise aus Beobachtungen an entsprechenden Standorten über ablaufende Sukzessionen nach Deichbrüchen beziehungsweise Schöpfwerksausfall ist auf dem vormaligen Saatgrasland beziehungsweise Quecken-Grasland

zunächst mit folgenden natürlichen Vegetationsentwicklungen zu rechnen:

- Auf ständigen Flachwasserstandorten mit Wasserständen geringer als 40 cm findet sich spontan, oft schon im ersten Jahr *Typha latifolia* ein. Es kommt kurzzeitig zur flächenhaften Massenentfaltung. Die hochproduktiven Bestände sind offenbar nur kurz- bis mittelfristig Dauerbestände. *Typha* bildet keinen Torf, es lagern sich Schlammböden ab. Nach einigen Jahren kommt es zum Einwandern von Großseggen (*Carex paniculata*, *C. elata*, *C. pseudocyperus*), seltener auch *Phragmites australis* oder auch *Schoenoplectus lacustris*.
- Auf ständigen Flachwasserstandorten größerer Tiefe kommt es zur raschen Entfaltung von Schwebematten aus *Ceratophyllum*, Tauchfluren aus *Potamogeton pectinatus* sowie Schwimmdecken aus *Lemna* und *Spirodela*. Auch auf diesen Standorten wird Schlamm sedimentiert, allmählich werden sie neben *Typha* auch von *Phragmites* besiedelt.
- Auf phasenhaften Flachwasserstandorten breitet sich spontan kurzzeitig massenhaft *Phalaris arundinacea*, seltener *Glyceria maxima* aus. Hierbei könnte es sich um eine Dauergesellschaft handeln. In diese Bestände können allmählich ausläuferbildende Großseggen eindringen, insbesondere *Carex riparia* und *Carex acutiformis*.
- Phasenhafte Flachwasserstandorte sind auch Siedlungsort für Weiden. Unter bestimmten Bedingungen kann es zu starken Ansammlungen insbesondere von *Salix alba* und *Salix cinerea* kommen, seltener wurden *Salix fragilis* und *Salix viminalis* beobachtet.

Torfbildende Pflanzengemeinschaften (*Carex* und *Phragmites*) spielen also als Primärbesiedler eine untergeordnete Rolle. Da die aus Sicht der Minderung von Stoffströmen im Landschaftshaushalt erwünschten torfakkumulierenden Phytozönosen sich offenbar erst nach einer längeren Phase der Dominanz schlammbildender Sumpfpflanzen durchsetzen, haben Praktiken der Ansaat beziehungsweise des Pflanzens der gewünschten "Zielarten" eine große Bedeutung, insbesondere, wenn an eine Nutzung der Moore gedacht wird.

Auf deutlich geeigneten Moorflächen insbesondere an den höheren Talrändern ist eine ständige Durchnässung nur durch Überrieselung, – vergleichbar einem Hangmoor –, erreichbar. Großseggenriede und *Phragmites*-Röhrichte kommen als potentiell natürliche Vegetation derartiger Standorte in Frage. Bei ständiger Wassersättigung der Überrieselungsstandorte dürfte es zum Stop der Torfmineralisierung kommen, möglicherweise bilden sich auch wieder Torfe. Die Wasserspeisung ist hier günstigenfalls durch Aktivierung von Quellmoorökosystemen der Talränder zu erreichen. Derartige Bedingungen sind aber selten gegeben. Andererseits könnte auch das oberflächige Zulaufwasser der umgebenden meist in Ackernutzung befindlichen Mineralböden genutzt werden. Voraussetzung dafür ist aber die Beseitigung der generell die Niederungsränder säumenden Fanggräben. Auch ist an die Verrieselung von gereinigtem Abwasser zu denken.

Die zur Zeit erprobten Sanierungs- und alternativen Nutzungskonzepte für Flußtalmoore könnten in potentiellen Eignungsgebieten auch auf große Landschaftsräume übertragen werden. Generell sind gepolderte, bislang intensiv genutzte Niedermoorflächen nach Deich- und Schöpfwerksrückbau gut wiedervernäßbar und entsprechend den hydrologischen Verhältnissen bei Bedarf auch dauerhaft umweltgerecht nutzbar.

Literatur

- Succow, M. (1981) Formen und Wandel der Moornutzung im Tiefland der DDR. – Petermanns Geographische Mitteilungen, **125** (3), S. 185–196.
- Succow, M. (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. – Jena: Fischer.
- Succow, M. (1997) Nutzung, Nutzen und zukünftige Nutzbarkeit von Niedermoorstandorten. – In: Zehn Jahre Projekt "Wurzacher Ried". Internationale Fachtagung zur Erhaltung und Regeneration von Moorgebieten, 6.-9.10.1997, Bad Wurzach. Herausgeber: Naturschutzzentrum Bad Wurzach. Weikersheim: Margraf.
- Succow, M. und Jeschke, L. (1990) Moore in der Landschaft. – 2. Auflage, Thun und Frankfurt a.M.: Harri Deutsch.
- Succow, M. und Joosten, H. (1999) Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag (in Vorbereitung).

SCHILFANBAU ALS ALTERNATIVE ZUR NUTZUNGSAUFLASSUNG VON NIEDERMOOREN

WENDELIN WICHTMANN*

*Botanisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald, Grimmer
Straße 88, 17487 Greifswald*

(Eingegangen 1. März 1999; Angenommen 4. März 1999)

Durch die intensive Melioration der meisten Niedermoore Nordostdeutschlands in den 70er und 80er Jahren dieses Jahrhunderts wurde eine starke Bodendegradation (Schrumpfung, Torfverzehr) verursacht. Diese wurde unterstützt durch Moorumbbruch als Vorbereitung der Aussaat von Mais oder hochproduktiven Gräsern, was eine zunehmende Setzung des Torfkörpers und eine große Belastung der Vorflut, des Grundwassers und der Atmosphäre mit den Abbauprodukten der Mineralisation mit sich brachte. Viele Flächen liegen heute brach. Hier entwickelt sich die Vegetation über Hochstaudenfluren und Gebüschstadien zu Moorwald mit ähnlich negativen Begleiterscheinungen für die Umwelt wie die Intensivbewirtschaftung.

Ziele einer nachhaltigen Niedermoorentwicklung, wie die Renaturierung der degradierten Standorte, die Regeneration torfbildender Vegetation und die Produktion hochwertiger Rohstoffe werden mit dem hier vorgestellten "Schilfprojekt" auf ihre Erreichbarkeit hin überprüft. Durch die Schaffung von Schilfröhrichten können gleichzeitig Offenlandschaften erhalten werden. Die Wiedervernässung einer Versuchsfläche in Biesenbrow (Nordostbrandenburg) und die Etablierung der Röhrichtvegetation konnte erfolgreich umgesetzt werden. Die geerntete Biomasse kann über verschiedene Verwertungsformen als "Nachwachsender Rohstoff" genutzt werden. Das infolge der Wiedervernässung labile System scheint sich wieder zu stabilisieren, zunächst war eine verminderte CO₂-Ausgasung festzustellen.

Schlüsselwörter: Niedermoore; Nutzung; Wiedervernässung; Sanierung; Schilfanbau; *Phragmites australis*

*Tel.: 03834/864112, Fax: 864114, e-mail: wicht@mail.uni-greifswald.de

Reed Production on Rewetted Fens Instead of Abandoned Peatlands

Most fens in northeastern Germany have been very intensively ameliorated during the 70th and 80th of this century. Resulting soil degradation (shrinkage, peat-decomposition), enforced by periodical ploughing for sowing more productive grasses was connected with a strong settlement of the soil and pollution of surface and ground water and of the atmosphere as well. Because of the high consumption of peat resources, the environmental aspects and decreasing economy intensive cultivation of fens can no longer be recommended. Many fens lie fallow now or will be abandoned in the next years without the removal of the amelioration systems. The vegetation develops from tall herbs, shrubs with willow and alder to forest with the same negative effects on peat resources as intensive agriculture.

A solution of the problems can be found in rewetting these devastated fen sites by surface irrigation and ponding combined with the establishment of reed (*Phragmites australis*) as an industrial crop. In order to preserve open landscapes the rewetted peatlands have to be flooded during the whole year and to be harvested. This sustainable landuse concept contributes to goals like restoration of degraded fens, regeneration of peat-forming vegetation and production of reed with good quality for industrial and energy production. The task of the interdisciplinary "*Phragmites*"-project, sponsored by the German Federal Foundation of Environment (DBU), was to examine the attainability of these goals. The results show, that the restoration of the investigation site by the described means are possible. Rewetting by surface irrigation and flooding is a practicable measure for rewetting fen peatlands. Planting *Phragmites* turned out to be the best way for fast establishment of reed. The in the beginning unstable system seems to change to a accumulating system again.

Keywords: Fens; restoration; reed-production; *Phragmites australis*

1. EINFÜHRUNG

Nach der politischen Wende in Ostdeutschland waren standortgerechte Nutzungskonzepte für Niedermoores gefragt, da innerhalb weniger Jahre die Tierproduktion um mehr als die Hälfte zurückging. Dementsprechend waren weniger Futtermittel aus der Grünlandwirtschaft notwendig. Die bis dahin übliche Nutzung als intensive Mähwiese stellte einen starken Verbrauch natürlicher Ressourcen unter Duldung komplexer Umweltbelastungen dar. Diese soll nach der Rio-Konvention 1992 (BMU, 1994) durch nachhaltig umweltgerechte Nutzungssysteme abgelöst werden. Die negativen Folgen großflächiger Meliorationsmaßnahmen der 60er und 70er Jahre werden immer offensichtlicher (Succow, 1988, 1999; Okruszko, 1993; Behrendt *et al.*, 1994; Augustin und Merbach, 1996). Die zunehmende Moorsackung erforderte darüber hinaus die Bereitstellung immer größerer Summen für die Entwässerung

und Instandhaltung der Meliorationsanlagen (Paulig, 1996). Es kam und kommt weiterhin zur Nutzungsauffassung großer Niedermoorgebiete, ohne daß ein Rückbau der Meliorationsanlagen erfolgen würde. Ein weiterer Trend zur Nutzungsaufgabe großflächiger Niedermoorareale, v.a. in Nordostdeutschland, ist zu erwarten, wenn die heute auch an Großbetriebe ausgezahlte EU-Mastbullenprämie nach Umsetzung der Agenda 2000 zum 31.12.1999 nur noch für Betriebe mit weniger als 90 Bullen gezahlt wird (BML, 1997). Aufgrund der starken Nährstoffmobilisierung kommt es auf diesen aufgelassenen Standorten zur Entwicklung einer nitrophilen Vegetation mit Hochstaudenfluren als Übergangsstadium, die sich über eine allmähliche Verbuschung zu Wäldern entwickeln (Schmidt *et al.*, 1995). Ein Beibehalten oder sogar die Erhöhung der Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisationsraten wurde festgestellt (Münchmeyer *et al.*, 1998). Die Möglichkeiten der Wiedervernässung wurden von Eggelsmann (1989), Hennings (1994), Blankenburg (1995), Dietrich *et al.* (1999) und Dannowski *et al.* (1999) eingehend beschrieben.

Für eine Wiedervernässung von Moorstandorten fehlt oft die benötigte Wassermenge aufgrund von Meliorationsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Moore oder wegen konkurrierender Wassernutzung (Trinkwassergewinnung). Daher ist jede potentielle Wasserquelle für Regenerationsmaßnahmen interessant. In eutrophen Niedermoorökosystemen sind auch nährstoffreiche Abflüsse von Kläranlagen geeignet (Schäfer und Wichtmann, 1999). Trotzdem ist eine flächendeckende Wiedervernässung der Niedermore aufgrund verschiedenster Ursachen nicht möglich (z.B. Baumaßnahmen, die Entwässerungen erfordern und nicht rückgebaut werden können). Die Form der Niedermoornutzung kann nach ihrer Wirkung auf den Torfkörper vergleichend dargestellt werden (Abb. 1).

Sowohl die Nutzung als Intensivstandweide als auch eine intensive Wiesenutzung setzen eine Grundwasserabsenkung auf mindestens 60 cm unter Flur voraus (Scholz und Hennings, 1995; Schmidt, 1995). Diese hat daher eine besonders starke standortdegradierende Wirkung mit hoher Torfzehrung und Umweltbelastung. Die Biomasseerträge entsprechen in etwa den Trockenmasseverlusten (Abb. 1). Nach intensiver Frühjahrsentwässerung fehlen oft ausreichende Wasserreservoirs im Einzugsgebiet, um eine ausreichende sommerliche Stauhaltung zu gewährleisten, so daß die Sommergrundwasserstände im

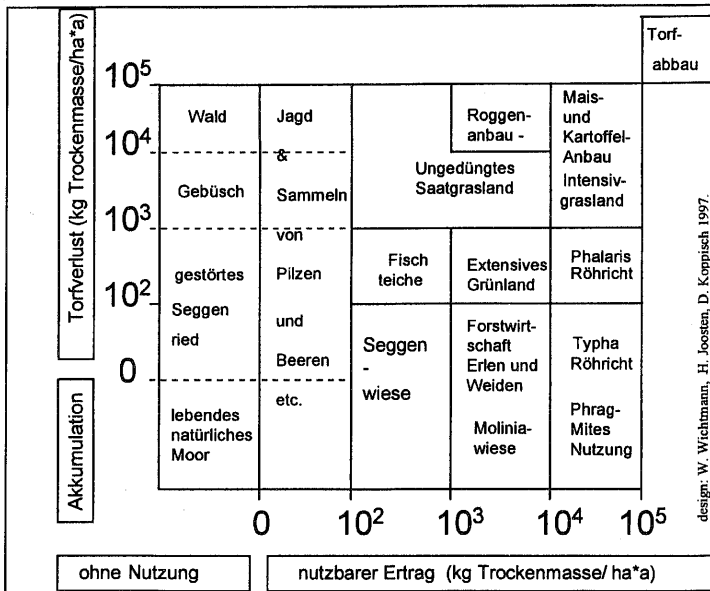


ABBILDUNG 1 Wirkung von Nutzungsformen auf den Torfkörper (Wichtmann und Koppisch, 1998).

FIGURE 1 Effect of land use on the peat body (Wichtmann und Koppisch, 1998).

Moor bis deutlich unter 1,5 m fallen. Diese mineralisationsfördernden Bedingungen sind genauso an extensiv bewirtschafteten Standorten anzutreffen. Nur bei ausreichender Wasserversorgung und dem Vorhandensein torfbildender Vegetation ist eine Torfakkumulation trotz der gleichzeitigen Abschöpfung von Biomasse möglich (Abb. 1, rechts unten).

2. SCHILF ALS NACHWACHSENDER ROHSTOFF

Das Schilf ist ein großwüchsiges (bis ca. 4 m), ausdauerndes und überflutungstolerantes Gras, das im allgemeinen stabile Bestände bildet, die nur geringe Anteile anderer Pflanzenarten enthalten. Es wird vor allem auch als Reet oder Rohr bezeichnet, die aktuelle botanische Bezeichnung ist *Phragmites australis* (CAV.) Trin ex. Steudel (früher: *Phragmites communis*). Schilf ist ein Kosmopolit und kommt auf allen 5 Kontinenten zwischen dem 10. und 70. Breitengrad, sogar bis in 3.000 m Höhe vor (Hawke und José, 1996). Es tritt in Nordostdeutschland vor

allen in Überflutungsbereichen der Flüsse, an den Boddenküsten und in Quell- Versumpfungs- und Überflutungsmooren auf. Schilfröhrichte bieten einer Vielzahl von Lebewesen, darunter vielen seltenen Wasservögeln, Lebensraum (Sukopp und Markstein, 1981; Ostendorp, 1993; Hawke und José, 1996). Schilf (*Phragmites australis*), das nicht mit den bei uns nicht heimischen Arten Chinaschilf (*Miscanthus spec.*) oder Pfahlrohr (*Arundo donax*) verwechselt werden sollte, ist zu einer enormen Biomasseproduktion fähig. Für verschiedene Standorte in Brandenburg wurde eine verwertbare oberirdische Biomasseproduktion von 300 kg (nährstoffarme Standorte) bis 20 t Trockenmasse (TM) pro Hektar und Jahr (nährstoffreiche Standorte) ermittelt (Kühl und Kohl, 1992). Im Donaudelta wurden Biomasseerträge von bis zu 43 t TM, im Mittel 15 t TM pro Hektar festgestellt (Rodewald-Rodescu, 1974).

Ein beachtlicher Markt für Produkte aus Schilf existiert bereits (Schäfer, 1997). Es ist nicht nur für die traditionelle Verwendung als Dachbedeckungsmaterial interessant und wirtschaftlich einsetzbar, sondern bietet eine breite Palette unterschiedlichster ökonomisch interessanter Möglichkeiten von der Herstellung von Formkörpern, der Verwendung als Spezialverpackungsmaterial bis hin zur Fertigung von Vegetationsmatten. Eine Vielzahl weiterer wirtschaftlicher Einsatzmöglichkeiten ist bekannt, z.B. als Putzträger, Sichtschutzmatten, als Material für Leichtbauplatten und zur Wärmeisolierung sowie als Frost- und Windschutz (Rodewald-Rudescu, 1974). Ebenso wird die Nutzung von Schilf als Energiequelle (Björk und Graneli, 1978; Graneli, 1984) diskutiert und Schilf in Pflanzenkläranlagen eingesetzt (Wissing, 1994; Hofmann, 1986). Einen aktuellen Überblick über die Verwertungsmöglichkeiten gibt Wichtmann (1999).

3. DAS "SCHILFPROJEKT"

Das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Verbundprojekt (beteiligte Institutionen siehe Tab. I): Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer ("Schilfprojekt") hatte zum Ziel, beispielhaft eine stark durch Melioration und intensive Saatgraslandnutzung degradierte Niedermoorfläche zu sanieren und die hierfür erforderlichen Maßnahmen wissenschaftlich

TABELLE I Am DBU-Verbundprojekt beteiligte Einrichtungen und deren Aufgaben
 TABLE I Cooperating institutions participating in the project founded by the German federal environmental foundation (DBU)

<i>Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer</i>	
<i>Beteiligte Einrichtungen</i>	<i>Aufgaben</i>
• Ernst-Moritz Arndt Universität Greifswald • Botanisches Institut – Lehrstuhl für Geobotanik und Landschaftsökologie – Lehrstuhl für Landschaftsökonomie • Agrar-GmbH "Ehm Welk" Biesenbrow • Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg, Institut für Hydrologie • Wasser- u. Bodenverband "Welse", Passow • Humboldt-Universität zu Berlin – Institut f. Grundlagen der Pflanzenbau-wissenschaften, Fachgruppe Ökologie der Ressourcennutzung – Institut für Biologic, Fachgruppe Ökologie • Innovationszentrum Nachwachsende Rohstoffe, Pasewalk – Angermünder Matten GmbH, Angermünde – Ökoform GmbH, Neubrandenburg	• Projektleitung und -koordination, Öffentlichkeitsarbeit, Zusammenarbeit mit dem Projektträger Populationsökologische und geobotanische Untersuchungen • Ökonomische Bewertung des Schilfanbaus, Marktanalyse für Schilfprodukte • Bereitstellung und Vorbereitung der Pilotfläche • Hydrologie/Vernässungsmanagement, Bestimmung von Wasserqualität und – quantität • Betreuung der Pilotfläche, Koordinierung vor Ort • Bewertung der Moordegradation und Wiedervernässung aus standortkundlicher Sicht, Stoffumsätze im Boden • Test verschiedener Schilfkclone auf Eignung für Renaturierungsmaßnahmen und stoffliche Verwertung, • Koordination der stofflichen Verwertung von Schilf – Produktion von Substratmatten u. Dämmstoffen – Verarbeitung von Schilf zu hochverdichteten Formkörpern für die Floristik und zu Bauelementen

zu begleiten (Tab. I). In Biesenbrow in der Uckermark (Nordostbrandenburg) wurde auf etwa 10 Hektar degradiertem Niedermoorgrasland eine Versuchsfläche zur Sanierung durch Wiedervernässung, Schilfanbau und Abwasserverwertung eingerichtet. Diese Pilotfläche (Abb. 2, Abb. 3) wurde mittels Überrieselung und Überstau vernäßt (Dietrich *et al.*, 1999).

Die natürlichen Funktionen des Moores sollen durch die Renaturierungsmaßnahme reaktiviert werden. Sie orientierte vor allem auf die

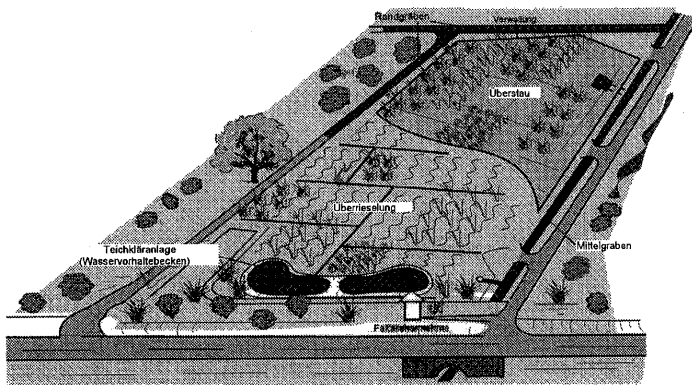


ABBILDUNG 2 Schematische Darstellung der Pilotfläche in Biesenbrow, Uckermark.
FIGURE 2 Schematic overview of the investigation area in Biesenbrow, Northeastern Germany.

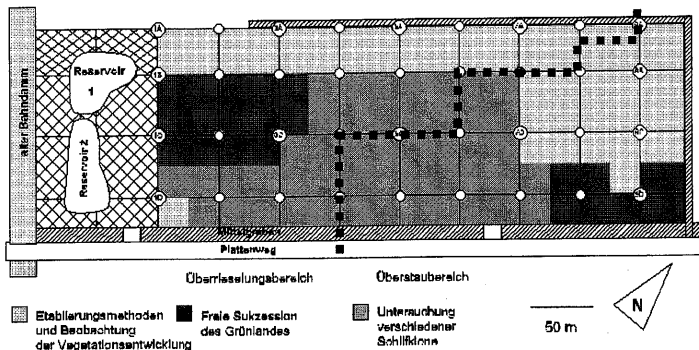


ABBILDUNG 3 Anordnung der Versuchsvarianten zur Schilfetablierung auf der Pilotfläche (Design: T. Timmermann).
FIGURE 3 Layout of the experiments on the investigation area (design: T. Timmermann).

Wiederherstellung der Senkenfunktion durch erneutes Torfwachstum sowie die Schönung des Bewässerungswassers (Oberflächenwasser, gereinigte Abwässer). Lebensräume für niedermoor typische Lebensgemeinschaften sollten geschaffen (Lebensraumfunktion) und Möglichkeiten der Nutzung des Schilfs als nachwachsender Rohstoff (Produktionsfunktion) untersucht werden. Daneben wurde eine Recherche von Möglichkeiten der Schilfernte und -verarbeitung sowie deren ökonomische Bewertung durchgeführt (Wichtmann *et al.*, 1997; Schäfer, 1997). Zur Optimierung der Empfehlungen für die praktische Nutzung wurden unterschiedliche Etablierungsmethoden, Pflanzmaterialien (Klone bzw. Ökotypen) und Wasserregime (Überstau und Überrieselung) untersucht (Abb. 3).

4. AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE

Die Etablierung von Schilfröhrichten und anderer Röhrichtarten in wiedervernässten Niedermooren ist grundsätzlich möglich. Die Pflanzung von im Gewächshaus vorgezogenen Topfpflanzen stellte sich als beste Etablierungsmethode heraus, wobei sich zeigte, daß sogar nur 1 Pflanze oder weniger pro Quadratmeter, deutlich weniger als ursprünglich angenommen, für die Begründung eines geschlossenen Schilfbestandes ausreicht. Eine detaillierte Darstellung der für den Anbau relevanten Faktoren geben Timmermann (1999) und Koppitz *et al.* (1998, 1999). Außerdem konnte gezeigt werden, daß eine möglichst vollständige Beseitigung der Graslandvegetation und eine direkt an die Pflanzung anschließende gesteuerte Vernässung des Standortes optimale Bedingungen für eine schnelle Bestandesbildung und die Unterdrückung von Konkurrenzarten (*Typha latifolia* usw.) darstellen (Timmermann, 1999). Unterschiedliche, großflächig umsetzbare Anbauverfahren für Schilf (Rhizompflanzung, Direktsaat, Stecklinge) werden zur Zeit noch vergleichend in einem Begleitprojekt (LEADER II-Projekt der EU) im Peenetal untersucht (Timmermann *et al.*, 1998). Der Einfluß der Ernte auf die Bestandesstruktur, die Verwertbarkeit verschiedener Schilfsippen (Klone, ökologische Typen) als nachwachsender Rohstoff sowie die Entwicklung der Populationsstruktur und Artenzusammensetzung werden bei Koppitz *et al.* (1999) und Timmermann (1999) dargestellt.

Im Verlauf der Untersuchungen stellte sich heraus, daß die mit der in den 70er Jahren durchgeführten Meliorationsmaßnahme verlegten Dränrohre noch funktionsfähig waren (Dietrich *et al.*, 1999). Dies wurde durch den hohen Wasserbedarf der Fläche, auch außerhalb der Vegetationsperiode, ersichtlich (Dannowski *et al.*, 1999). Eine Folge davon waren hohe Stoffausträge, die auch auf die oxidierenden Bedingungen in Drännähe und damit erhöhte Löslichkeiten zurückzuführen sind (Gensior und Zeitz, 1999). Dies zeigt, daß Wiedervernässungsmaßnahmen möglichst große Landschaftsausschnitte einbeziehen sollten, damit die aufgrund des für die Pilotfläche festgestellten Inseffekts auftretenden Schwierigkeiten auf unbedeutende Randeffekte reduziert werden können. Auf der Pilotfläche wurde daraufhin die Schließung der Dräne im Frühjahr 1999 vorgenommen.

Die Nitrifikation im wiedervernässten, überstauten Boden scheint drastisch gehemmt zu werden, was auf der überstauten Fläche höhere Netto-N-Mineralisierungsraten als auf einer entwässerten Vergleichsfläche zur Folge hatte (Münchmeyer *et al.*, 1999). Neben der zunächst erhöhten Stoffdynamik wurden mit der Wiedervernässung des Standortes die CO₂-Emissionen verringert. So konnten die Voraussetzungen für eine Torfbildung geschaffen und damit die Reaktivierung der natürlichen Funktionen des Niedermoores im Landschaftshaushalt in Gang gesetzt werden.

Einen Überblick über die bestehende Technik für die Ernte von Schilf und die Vorverarbeitung im landwirtschaftlichen Betrieb sowie verschiedene Verwertungsmöglichkeiten gibt Wichtmann (1999). Neben einer Marktanalyse für Schilfprodukte wurde eine ökonomische Bewertung unterschiedlicher Szenarien zur Bewertung von Produkt- und Verwertungslinien für Schilf, des Schilfanbaus sowie verschiedener Moorfunktionen durchgeführt. Es konnte gezeigt werden, daß z.B. die Rohrernte zur Gewinnung von Dachbedeckungsmaterial ökonomisch sein kann (Schäfer und Wichtmann, 1998; Schäfer, 1999).

5. AUSBLICK

Die Versuche haben sehr gute Erfolge bei der Etablierung von Schilfröhrichten auf degradiertem Niedermoor erzielt (Koppitz *et al.*, 1999; Timmermann, 1999). Sowohl im Überstau- als auch im

Überrieselungsregime (Abb. 2) konnten sich nach Pflanzung dichte Schilfbestände entwickeln. Es konnte gezeigt werden, daß der Schilfanbau eine ökonomische Alternative für die Nutzung tiefgründiger Niedermoores darstellt, die zur Zeit entweder noch immer intensiv als Saatgrasland genutzt werden oder aber extensiviert bzw. als Grenzertragsstandorte von den landwirtschaftlichen Betrieben aufgegeben wurden.

Inwieweit die unterschiedlichen Schilfsippen langfristig stabile Bestände bilden können, insbesondere unter den Bedingungen der Zuführung geklärter Abwässer, werden künftige Untersuchungen zeigen. Die bodendynamischen Prozesse scheinen nach der Wiedervernässung noch nicht wieder im Gleichgewicht zu sein (Gensior und Zeitz, 1999). Nach der Inbetriebnahme der Fäkalannahmestation im Frühjahr 1999 werden weitere interessante Ergebnisse zu den Auswirkungen der Einbringung nährstoffbefruchteter Abflüsse aus der Teichkläranlage erwartet.

Durch die Schilfernte im Winter kann der landwirtschaftliche Betrieb auch zu dieser arbeitsarmen Zeit Arbeitskräfte gewinnbringend auslasten (Schäfer und Wichtmann, 1998; Schäfer, 1999). Daneben werden vom Schilfanbau positive Umwelteffekte erwartet, die sich gleichzeitig ökonomisch positiv auswirken, dazu konnten zum Teil schon bestätigende Aussagen mit den Untersuchungen des "Schilfprojektes" getätigt werden:

- Entlastung der Atmosphäre durch Vermeidung der Ausgasung von Stickoxiden und Kohlendioxid bei der Veratmung des entwässerten Torfkörpers (Gensior und Zeitz, 1999),
- Festlegung des Kohlendioxids und anderer Stoffe in der geernteten Biomasse und in dem sich unterirdisch neu bildenden Torf (Gensior und Zeitz, 1999),
- Erübrigen von mineralischer Düngung und Pflanzenschutzmaßnahmen,
- Schaffung von Retentionsräumen mit hoher Verdunstungsleistung (Dannowski *et al.*, 1999),
- Schaffung stabiler Feuchtlebensräume für spezialisierte, z.T. hochgradig gefährdete Tierarten.

Aufgrund der kurzen Laufzeit des Projektes sind noch keine endgültigen Aussagen möglich. Daher sind über mehrere Jahre weitere

Untersuchungen auf der Pilotfläche und den Referenzflächen vorgesehen. Weiterer Forschungsbedarf besteht vor allem in folgenden Bereichen:

- Einstellung optimaler Wasserregime für den Schilfanbau,
- Filterwirkung für Grund- und Oberflächenwässer durch den Moorkörper und Reinigungseffekt durch die Nutzung von Schilfflächen als dritte Klärstufe von Kläranlagen, Verwertung von den im Abwasser vorhandenen Nährstoffen,
- Untersuchungen zur Ertragsleistung, Standortansprüchen, Ertragspotential und Verwertbarkeit weiterer Schilfsippen und Umweltwirkung des Schilfanbaus (Produktivität, Nähr- und Schadstoffwirkung, CO₂-Senke),
- Entwicklung weiterer neuer Produktlinien sowie Weiterentwicklung der Erntetechnik, der Vorverarbeitung und der Verwertung von Reststoffen im landwirtschaftlichen Betrieb,
- Bestimmung von Auswahlkriterien für die Ausweisung von Flächen, die für den Schilfanbau geeignet sind,
- Untersuchungen zur thermischen bzw. energetischen Verwertung von Schilfbiomasse,
- Klärung rechtlicher Fragen zur Anerkennung von Schilf als landwirtschaftliche Kulturpflanze und zur Verlegung der dritten Reinigungsstufe ländlicher Kläranlagen in wiedervernässte degradierte Niedermoore.
- Untersuchungen zur Unterdrückung durch Konkurrenzarten (Breitblättriger Rohrkolben, Großer Wasserschwaden, Seggenarten u.a.).

Literaturverzeichnis

- Augustin, J. and Merbach, W. (1996) Factors controlling nitrous oxide and methane emission from minerotrophic fens in Northeast Germany.- Transactions of the 9th Nitrogen Workshop. TU Braunschweig, pp. 133–136.
- Behrendt, A., Mundel, G. und Hölzel, D. (1994) Kohlenstoff und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, **35**, 200–208.
- Björk, S. and Graneli, W. (1978) Energy reeds and the environment.- Ambio **7**(4), 150–156.
- Blankenburg, J. (1995) Wasserhaushalt von Niedermooeren und hydrologisches Managment.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, **36**, 102–106.
- Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (BML) (1997): Die europäische Agrarreform. Tierprämien.- Ref. Öffentlichkeitsarbeit (423/485), S. 48.

- Bundesministerium Für Umwelt Naturschutz Und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg) (1994): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro; Agenda 21, Köllen Druck + Verlag, Bonn: S. 289.
- Dannowski, R., Dietrich, O. und Tauschke, R. (1999) Wasserhaushalt einer vernässten Niedermoorfläche in Nordost-Brandenburg.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Dietrich, O., Dannowski, R., Tauschke, R., Stornowski, K. und Leschke, V. (1999) Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Eggelsmann, R. (1989) Wiedervernässung und Regeneration von Niedermooren.- Telma, 19, 27–41.
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoors.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Graneli, W. (1984) Reed *Phragmites australis* (CAV.) TRIN ex STEUDEL as an energy source in Sweden.- Biomass 4, 183–203.
- Hawke, C. J. and José, P. V. (1996) Reedbed managaement for commercial and wildlife interests.- Published by the Royal Society for the Protection of Birds, The lodge, Sandy, Beds SG19 2DL; p. 212.
- Hennings, H. H. (1994) Wiedervernässbarkeit von Niedermooren.-Norddeutsche Naturschutzakademie; Berichte 7, 86–90.
- Hofmann, K. (1986) Wachstumsverhalten von Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN ex STEUDEL) in Klärschlamm beschickten Filterbeeten.- Arch. Hydrbiol. 107(3), 385–409.
- Koppitz, H., Kühl, H., Henze, R., Geißler, K., Eitner, A. und Kohl, J.-G. (1999) Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfkclone (*Phragmites australis*). I. Saisonale Entwicklung der Bestandesstruktur, Halmmorphologie und Produktivität.-Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Koppitz, H., Timmermann, T. und Wichtmann, W. (1998) Fen Restoration and Reed Cultivation – First Results of an Interdisciplinary Project in Northeastern Germany, Biotic Aspects.- In: Malterer, T., Johnson, K. and Stewart, J. (Eds.): Peatland Restoration and Reclamation, techniques and Regularory Considerations, IPS Symposium Duluth, Minnesota 14. – 18.7.1998, pp. 235–243.
- Kühl, H. and Kohl, J.-G. (1992) Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) at different lakes and sites of the lake districts of Uckermark and Mark Brandenburg.-Int. Revue ges. Hydrobiol., 77, 85–107.
- Kühl, H. and Neuhaus, D. (1993) The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by Random Amplified Polymorphic DNA.- Limnologie aktuell 5, 9–18. In: Ostendorp und Krumscheid-Plankert (Eds.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. Fischer Verlag Stuttgart.
- Münchmeyer, U., Andreas, S. und Augustin, J. (1999) Einfluss der Wiedervernässung von stark degradiertem Niedermoorgrasland auf den Verlauf der Stickstoff-Mineralisierung.-Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Münchmeyer, U., Koppisch, D., Augustin, J., Merbach, W. und Succow, M. (1998) Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisierung unter Wald- und Wiesenstandorten des Niedermoors "Friedländer Große Wiese" in Mecklenburg-Vorpommern.- In: Merbach, W. (Hrsg.): Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exudation. Teubner, Stuttgart, S. 13–20.
- Okruszko, H. (1993) Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. Agrophysical bases of soils and cultivated plants productivity. Part III, Organic Soils.- Lublin, pp. 4–73.

- Ostendorp, W. (1993) Schilf als Lebensraum.- Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. **68**, 173–280, Karlsruhe.
- Paulig, K. (1996) Sturmhochwasser in Mecklenburg-Vorpommern – Was nun?– Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 39. Jahrgang, Heft **1**, 55–65.
- Rodescu, L., Niculescu, C. und Chivu, I. P. (1965) Monografia stufului din Delta Dumarii (Monografie des Schilfrohes des Donaudeltas).-Editura Academiei Republicii Socialiste Romania. S. 542.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974) Das Schilfrohr.- Die Binnengewässer **27**, E. Schweizerbart, Stuttgart.
- Schäfer, A. und Degenhardt, S. (1999) Sanierte Niedermoore und Klimaschutz– Ökonomische Aspekte.-Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Schäfer, A. und Wichtmann, W. (1998) Fen Restoration and Reed Cultivation-First Results of an Interdisciplinary Project in Northeastern Germany, Economic Aspects.- In: Malterer, T., Johnson, K. and Stewart, J. (Eds.): Peatland Restoration and Reclamation, techniques and Regularory Considerations, IPS Symposium Duluth, Minnesota, 14. – 18.7., pp. 244–249.
- Schäfer, A. und Wichtmann, W. (1999) Sanierte Niedermoore und weitergehende Abwasserreinigung.-Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Schäfer, A. (1998) Ökonomische Bewertung der ökologischen Leistungen “intakter” Niedermoore für eine weitergehende Abwasserreinigung.-In: Succow, M. (Hrsg.): 4. Zwischenbericht zum DBU-Projekt Nr. 06708, Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer, pp. 82–102.
- Schäfer, A. (1997) Ökonomische Bewertung.-In: Succow, M. und Wichtmann, W. (Hrsg.): 3. Zwischenbericht zum DBU-Projekt Nr. 06708, Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer.
- Schäfer, A. (1999) Schilfrohrkultur auf Niedermoor– Rentabilität des Anbaus und der Ernte von Phragmites australis.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Schäfer, A. (1996) Teilprojekt 8: Ökonomische Bewertung.-In: Succow, M. und Wichtmann, W. (Hrsg.): 2. Zwischenbericht zum DBU-Projekt Nr. 06708, Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. S. 96–93.
- Schmidt, W., Koppisch, D. und Roth, S. (1995) Friedländer Große Wiese, BMBF-Projekt Ökosystemmanagement für Niedermoore.-In: Succow, M. und Wichtmann, W. (Eds.): Exkursionsführer zur Tagung Niedermoore der DGMT in Greifswald, Bot. Institut, Eigenverlag, S. 12–22.
- Schmidt, W. (1995) Untersuchungen über den Einfluß der Bodenfeuchte auf den Kegeleindringwiderstand von Niedermoorgrünland unterschiedlicher Bodenentwicklungsstufen.- In: Schallitz, G. Beiträge zur Kenntnis und Bewertung nordost-deutscher Niedermoore. ZALF – Bericht Nr. **18**, Müncheberg, S. 7–24.
- Scholz, A. und Hennings, H. (1995) Grenzen der Beweidbarkeit bei der Wiedervernäsung von Niedermooren.- Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung **36**, 162–164.
- Succow, M. (1988) Landschaftsökologische Moorkunde.- VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 340.
- Succow, M. (1999) Probleme und Perspektiven der Niedermoorernutzung.-Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Sukopp, H. und Markstein, B. (1981) Veränderungen von Röhrichtbeständen und -pflanzen als Indikatoren für Gewässernutzungen, dargestellt am Beispiel der Havel in Berlin.- Limnologica **13**, 459–471.

- Timmermann, T., Beutell, I., Müller, A. und Wichtmann, W. (1998) Bewertung der Versuche zur Etablierung von Schilf und verschiedenen Seggenarten im Polder Pentin.- Unveröffentlichter Arbeitsbericht am Botanischen Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, S. 9.
- Timmermann, T. (1999) Anbau von Schilf (*Phragmites australis*) als ein Weg zur Renaturierung von Niedermooren – eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsentwicklung und Konsequenzen für die Praxis.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Wichtmann, W. und Koppisch, D. (1998) Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, Heft 4, S. 162–168.
- Wichtmann, W., Gensior, A. und Zeitz, J. (1997) Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer.-Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, II, 1071 – 1074.
- Wichtmann, W. (1999) Nutzung von Schilf (*Phragmites australis*).-Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Wichtmann, W. (1998) Restoration of degraded fen-grasslands by rewetting and reed-production.- In: Sustainable Agriculture for Food, Energy and Industry. James and James Ltd. London (Science Publishers), pp. 479–483.
- Wissing, F. (1994) Pflanzen in der Abwasserbehandlung.- Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 207.
- DANK: Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) sei hiermit für die Förderung des Verbundvorhabens gedankt. Auch den in der Tabelle I aufgeführten Projektpartnern möchte ich für ihre fruchtbare Zusammenarbeit meinen Dank aussprechen.

ANBAU VON SCHILF (*PHRAGMITES AUSTRALIS*) ALS EIN WEG ZUR SANIERUNG VON NIEDERMOOREN – EINE FALLSTUDIE ZU ETABLIERUNGSMETHODEN, VEGETATIONSENTWICKLUNG UND KONSEQUENZEN FÜR DIE PRAXIS

TIEMO TIMMERMANN*

*Lehrstuhl für Geobotanik und Landschaftsökologie, Botanisches Institut,
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Grimmer Str. 17487 Greifswald*

(Eingegangen 2. März 1999; Angenommen 5. März 1999)

Gegenstand der Untersuchungen waren Methoden des Anbaus von Schilf als nachwachsendem Rohstoff in Verbindung mit der Renaturierung eines degradierten Niedermoores im Randow-Welse-Flußtal (Nordostdeutschland). Drei lokale Schilf-Ökotypen und verschiedene Etablierungstechniken wie das Pflanzen junger Setzlinge, von Halmstecklingen und die Aussaat von Schilfrispen wurden getestet. Dazu wurde eine Saatgraslandfläche umgebrochen und vernäht. Ergebnisse nach drei Untersuchungsjahren zeigen, daß die Pflanzung von Setzlingen die bei weitem sicherste und schnellste Methode der Schilfeta-blierung darstellt. Andere Methoden erwiesen sich als empfindlich gegenüber Wasserstandsschwankungen und zeigten sehr hohe Ausfallraten. Im ersten Jahr wiesen die Schilf-Ökotypen bei übereinstimmenden hydrologischen Bedingungen und Pflanzdichten starke Unterschiede in der mittlere Halmdichte auf. Bereits zwei Jahre nach der Pflanzung hatte sich die Bestandesstruktur weitgehend angeglichen. Die mittleren Halmlängen zeigten in beiden Jahren eine enge Korrelation zur Wasserversorgung. Wesentlich langsamer als das Schilf breiteten sich potentielle Konkurrenzarten wie *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia* und *Deschampsia cespitosa* – aus der Ausgangsvegetation, der Samenbank oder als Diasporeneintrag – aus. Sie könnten unter ungünstigen Bedingungen das Schilf am Beginn der Etablierungsphase verdrängen. Abschließend werden Empfehlungen für die Etablierung und das Management von Schilfröhrichten in Niedermoo-ren gegeben.

*Tel.: 03934-864112, Fax: 03834-864112, e-mail: tiemo@mail.uni-greifswald.de

Schlüsselwörter: Renaturierung; Saatgrasland; Wiedervernässung; Vegetationsentwicklung; Samenbank; nachwachsende Rohstoffe; *Phragmites australis*; *Carex gracilis*

Cultivation of Reed (*Phragmites australis*) as a Tool for Peatland Restoration – A Case Study on Techniques of Establishment, Vegetation Development and Practical Implications

This study focuses on the restoration of highly degraded peatlands in Northeast Germany by rewetting and on the cultivation of reed (*Phragmites australis*) as a renewable resource. Three local ecotypes of reed and several methods of establishing it such as the planting of juvenile plants, stem cuttings and sowing of panicles have been tested after ploughing a fen grassland and under rewetting conditions of surface irrigation and permanent flooding. Results after three years reveal planting to be by far the safest and quickest method to establish a *Phragmites* stand. Other techniques show a high sensitivity to water level fluctuations and display very high mortality rates. Under equal conditions of water supply and planting density the *Phragmites* ecotypes showed significant differences in mean shoot density only in the first year of development. After two years they yielded almost identical results. The mean culm length was strictly correlated with the water supply. Competing species like *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia* and *Deschampsia cespitosa* from the former grassland, the soil seed bank or as immigrants did not increase as fast as *Phragmites*. Nevertheless they may repress it under unfavourable conditions in initial states of establishment. Finally recommendations for the establishment and management of *Phragmites* reeds on peat soils are being given.

Keywords: Peatland; fen grassland; rewetting; vegetation development; seed bank; renewable resource; *Phragmites australis*; *Carex gracilis*

1. EINLEITUNG

Ein hoher Flächenanteil der ehemals als Saatgrasland genutzten Niedermoore Nordostdeutschlands liegt heute brach. Insbesondere Moore, die mit großem Aufwand entwässert wurden, fallen aus der Nutzung. Infolge von Sackungsprozessen finden kurzzeitige bis ganzjährige Überflutungen bereits auf Tausenden von Hektar ehemals tief entwässerter Moorflächen statt (Lenschow, 1997; Schulz-Sternberg und Zeitz, 1997). Auf diesen häufig stark degradierten und extrem nährstoffreichen Moorböden findet derzeit ein tiefgreifender und in seiner Qualität neuartiger Vegetationswandel statt. Die Fragen des weiteren Umgangs mit diesen Ökosystemen sind nach wie vor offen. Drei Szenarien werden derzeit diskutiert (Brüslisauer und Klötzli, 1998; Pfadenhauer, 1998; Succow, 1999): (1) Zulassen einer spontanen Entwicklung mit Rückbau der Entwässerungseinrichtungen (2)

Entwicklung artenreichen Feuchtgrünlandes durch ökotechnische Maßnahmen wie Ausbringung von Mähgut, Aushagerung durch Mahd oder Beweidung u.a. (3) Anbau nachwachsender Rohstoffe (Schilf, Rohrkolben, Erlenholz u.a.). In jedem Fall stellt die möglichst genaue Einschätzung der zukünftigen Vegetationsentwicklung und der Faktoren, die sie steuern, eine wichtige Referenzgröße für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen dar.

Der Anbau von Schilf bietet die Möglichkeit, selbst unter Bedingungen einer Torfakkumulation Niedermoorstandorte landwirtschaftlich zu nutzen. Neben der jahrtausendealten Nutzung natürlicher Schilfbestände haben auch Experimente zum Anbau von Schilf in Europa bereits eine längere Tradition (Bittmann, 1953; Véber, 1978; Granéli, 1984; Hawke und José, 1996). Im Zusammenhang mit dem sogenannten "Schilfsterben" wurden Erfahrungen mit der Etablierung von Schilf vorwiegend auf mineralischen Standorten (Fluß- und Seeufer, Küstengebiete) gewonnen (Karsch und Christoffersen, 1990; Hawke und José, 1996). Das wohl spektakulärste Beispiel einer erfolgreichen Schilfkultur war das Ausstreuen gehäckselter Schilfrispen vom Flugzeug, das im IJsselmeer innerhalb weniger Jahre tausende von Hektar große Schilfröhrichte schuf (Hawke und José, 1996).

Die vorliegende Arbeit behandelt den großflächigen Schilfanbau auf Moorböden, zu dem bisher kaum Erfahrungen vorliegen (vgl. aber Hawke und José, 1996). Das übergeordnete Ziel dieser anwendungsorientierten Untersuchungen war, Empfehlungen für die künstliche Etablierung von Schilf auf degradierten und wiedervernässten Niedermoorstandorten zu entwickeln. Zu Vergleichszwecken wurde außerdem die Schlanksegge (*Carex gracilis*) untersucht. Im Vordergrund stand die Beantwortung folgender Fragen: (1) Welche Technik der Etablierung und welche Form der Wasserversorgung sind für die Etablierung monodominanter Schilfbestände am besten geeignet? (2) Zeigen verschiedene Schilf-Ökotypen Unterschiede in der Entwicklung der Populationsstruktur? (3) Sind spontan auftretende, konkurrierende Arten in der Lage, die Entwicklung monodominanter Schilfbestände zu unterdrücken? Die Untersuchungen widmeten sich somit drei Schwerpunkten: (1) dem vegetationsökologischen Monitoring der Vegetationsentwicklung, (2) dem demographischen Monitoring der etablierten Schilfbestände und (3) der Analyse der die Vegetations- bzw. Bestandesentwicklung steuernden Faktoren im Hinblick auf die Erarbeitung von Empfehlungen zur Schilfetaablierung.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Untersuchungen fanden auf einer 8 ha großen Versuchsfläche im Randow-Welse-Tal zwischen den Ortschaften Biesenbrow und Schönermark (Nordostbrandenburg) statt (Lageplan in Dietrich *et al.*, 1999). Das Gebiet zählt mit seinem subkontinental geprägten Klima zu den trockensten und wärmsten Regionen Deutschlands. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 547 mm. Kältester Monat ist der Januar mit einer Mitteltemperatur von $-1,3^{\circ}\text{C}$, wärmster Monat der Juli mit einer Mitteltemperatur von $17,5^{\circ}\text{C}$. Gegenüber dem langjährigen Mittel zeichneten sich die Untersuchungsjahre 1995–1998 durch etwas geringere Niederschlagssummen aus (Berichte des Deutschen Wetterdienstes).

Bei der Versuchsfläche handelt es sich um einen Versumpfungs–Durchströmungsmoorkomplex (Sauerbrey und Lehrkamp, 1994), der aus 1–2 m mächtigen Schilf- und Seggentorfen aufgebaut wird, die stellenweise von geringmächtigen Mudden unterlagert werden (Gensior und Zeitz, 1999). Nachdem die Fläche seit dem Krieg als Kohldistelwiese genutzt worden war, wurde sie ab 1975, im Anschluß an die tiefe Entwässerung im Zuge der Komplexmelioration, als Mais-Acker genutzt. 1978 begann mit der Einsaat von Futtergräsern wie *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Festuca gigantea*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis* und *Phalaris arundinacea* die Nutzung als Intensivgrasland. Dies bedeutete regelmäßigen Umbruch und hohe Düngergaben, die einen polytrophen Nährstoffstatus der Fläche zur Folge hatten. Nach 1992 wurden Umbruch und Düngung eingestellt und nur noch 1–2 statt vorher 3–4 Schnitte pro Jahr geerntet. Dies begünstigte die Quecke (*Elytrigia repens*) – insbesondere auf stark wechselfeuchten Standorten (Hellberg und Kundel, 1995) –, die auf dem überwiegenden Teil der Fläche Dominanz erreichte.

3. METHODEN

3.1. Einrichtung der Versuchsfläche

Nach einer vegetationsökologischen Zustandsanalyse der Grünlandvegetation im Herbst 1995 und der anschließenden Detailplanung des Versuchsdesigns wurde die Versuchsfläche ab Mai 1996 etwa 30 cm tief

umgebrochen, gewalzt und zweimal geggt, um die Ausgangsvegetation soweit wie möglich zu zerstören. Davon ausgenommen blieben zwei Muldenbereiche von zusammen etwa 1 ha Fläche, auf denen die spontane Sukzession des aufgelassenen Grünlandes unter verschiedenen Vernässungsbedingungen verfolgt wurde. Im Frühjahr 1996 wurde die Versuchssfläche gepoldert und der Wasserspiegel mittels Grabeneinstau zunächst auf ca. 20–50 cm unter Flur angehoben (Abb. 1 und 2). Mit Abschluß der Pflanzarbeiten im August 1996 wurde das Wasserregime auf das angestrebte Niveau angehoben, das im August 1997 erreicht war. Hierzu wurde Wasser aus der Welse in ein Reservoir (Vorhalte-

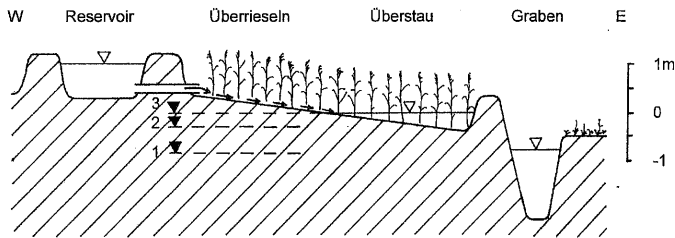


ABBILDUNG 1 Schematischer Schnitt durch die Versuchsfäche. Mittlere Wasserstände : 1 = vor 1996, 2 = 1996, 3 = seit 1997.

FIGURE 1 Schematic transection of the study site. Mean water level : 1 = before 1996, 2 = 1996, 3 = since 1997.

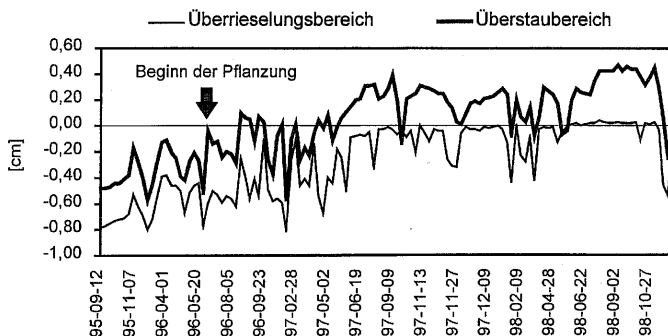


ABBILDUNG 2 Wasserstandsschwankungen (Flurabstände) auf der Versuchsfäche 1995 bis 1998 (Quelle : Dannowski, Dietrich und Tauschke, ZALF Müncheberg, unpubliziert).

FIGURE 2 Fluctuations of water levels on the study site between 1995 and 1998 (unpublished data from Dannowski, Dietrich, Tauschke, ZALF Müncheberg).

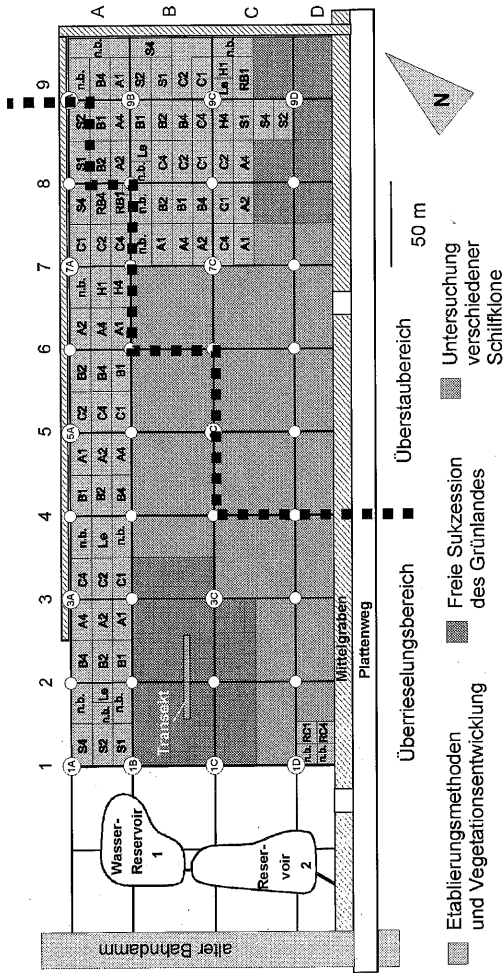
becken) gepumpt und mittels eines Röhrensystems auf dem höhergelegenen Teil der Versuchsfläche verrieselt (Dietrich *et al.*, 1999). Es floß oberflächennah ab und sammelte sich in den tieferliegenden Bereichen, die es 5–50 cm überstaute. Somit wurden zwei Wasserregime realisiert, die repräsentativ für Wiedervernässungsmaßnahmen in degradierten Niedermoorflächen sind (Succow, 1999): die oberflächennahe Verrieselung und der langzeitige bis permanente Überstau. In beiden Zonen traten auch nach Erreichen der angestrebten Wasserstände kurzzeitige Fluktuationen des Wasserspiegels bis zu 50 cm auf. Dies führte jedoch im überwiegenden Teil der Versuchsfläche nicht zu einer Austrocknung des Bodens.

Die Versuchsfläche wurde im Überrieselungs- wie im Überstaubereich in eine gleiche Zahl von Testflächen unterteilt, die hinsichtlich der Variablen Wasserregime, Etablierungsmethode, Pflanzdichte und Ökotyp einheitlich waren (Tab. I, Abb. 3). Um den hydrologischen Gradienten der etwa 1 m geneigten Versuchsfläche zu berücksichtigen, wurde jede (hinsichtlich der oben genannten Variablen einheitliche) Versuchsvariante auf 6 (*Phragmites australis*) bzw. 4 (*Carex gracilis*) Testflächen untersucht, die jeweils zur Hälfte im Überrieselungs- und im Überstaubereich lagen. Zur besseren Orientierung wurde die Versuchsfläche mit einem 50 × 50 m-Koordinatenraster von eingemessenen Markierungspfählen versehen (Abb. 3).

TABELLE I Untersuchte Etablierungsmethoden und Anzahl der Testflächen/Dauerquadrate

TABLE I Investigated techniques of establishment and number of testing fields/permanent plots

	Überrieselung	Überflutung
<i>Phragmites</i> , getopfte Setzlinge (1, 2, 4 pro m ² , Ökotypen A, B u. C)	27 (3 × 3 × 3)	27 (3 × 3 × 3)
<i>Phragmites</i> Saat (1 oder 4 Rispe (n) pro m ² , Ökotypen B und C)	8	5
<i>Phragmites</i> Steckling (1 or 4 Halm (e) pro m ² , Ökotyp B)	2	6
<i>Carex gracilis</i> getopfte Setzlinge (1, 2, 4 pro m ²)	6 (3 × 2)	6 (3 × 2)
Kontrollflächen (nur Bodenbearbeitung)	4	4
Freie Sukzession des ehemaligen Grünlandes	9	7



Erläuterung der Abkürzungen:

A, B, C : Ökotypen von Schilf (*Phragmites australis*),
 Vermehrung aus Samen im Gewächshaus
 S: Schilkssegge (*Carex gracilis*),
 Vermehrung aus Samen im Gewächshaus

H: Halmstecklinge von *Phragmites australis*
 R: Direktaussaat von *Phragmites australis*
 Le: Kontrollfläche (nur Bodenvorbehandlung)
 n.b.: nicht bearbeitet
 1 - 4: Pflanzdichte (Anzahl der Pflanzen pro qm)

ABBILDUNG 3 Design der Versuchsfläche.

FIGURE 3 Experimental design of the study site.

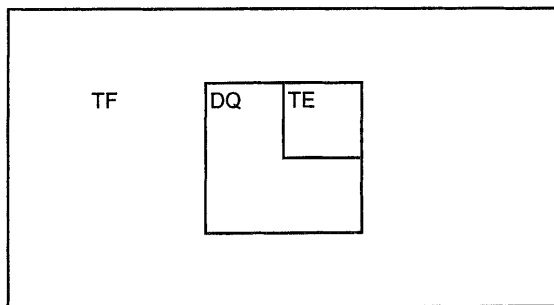


ABBILDUNG 4 Design der Testflächen. TF = Testfläche, DQ = Dauerquadrat, TE = Teilfläche. s. Tab. III, 1995 abweichende Aufnahmefflächen.

FIGURE 4 Experimental design of testing fields. TF = testing field, DQ = permanent plot, TE = sub-plot, in 1995 differing plot location.

3.2. Anzucht und Etablierung der Pflanzen

a. Aus Samen im Gewächshaus gezogene Setzlinge

Im Dezember 1995 wurde zunächst in 10 Schilfbeständen des Untersuchungsgebietes der Samenansatz getestet (vgl. Bittmann 1953). Im Januar und Februar 1996 wurden in drei Beständen mit hohem Samenansatz (30 – 50 %) etwa 15.000 Schilfrispen geerntet. Das Saatgut stammte aus jeweils standörtlich und morphologisch homogenen Beständen in Greiffenberg (Ökotyp A, Nachtschatten-Schilfröhricht, zu den Vegetationstypen vgl. Succow, 1988), Landin (Ökotyp B, Nachtschatten-Schilfröhricht) und von der Peene bei Anklam (Ökotyp C, Wasserlinsen-Schilfröhricht, Dachdeckerschilf). Es handelte sich damit um eutrophe bis hocheutrophe und periodisch bis permanent überflutete Niedermoorstandorte. Diese dürften im Falle von Ökotyp A und B im Laufe der letzten Jahrzehnte aus aufgelassenen und spontan vernähten Wiesen hervorgegangen sein. Bei den Röhrichten der Peenemündung (Ökotyp C) handelt es sich um kaum beeinflusste, naturnahe Standorte. Im Juni und Juli 1995 wurde Saatgut von *Carex gracilis* aus zwei Beständen im Welsetal bei Greiffenberg sowie im Odertal bei Garz geerntet. Die Kälte-Stratifikation der Samen erfolgte im Falle des Schilfs vor der Ernte am natürlichen Standort, bei der Schlangsegge über 6 Wochen im Kühlraum bei 4°C.

Die Setzlinge wurden ab Januar 1996 im Gewächshaus der Berliner Pflanzenvermehrungsfirma In-vitro-tec (Schilf-Ökotypen A und B,

Carex gracilis) und des Botanischen Gartens in Greifswald (Ökotyp C) angezogen. Dazu wurden ganze Rispen (Schilf) bzw. einzelne Früchte (*Carex gracilis*) auf Pflanzschalen ausgebracht. Nachdem sich die Keimung vermutlich wegen des sehr kalten Frühjahrs bis in den April hingezogen hatte, entwickelten sich die Pflanzen sehr schnell. Insgesamt wurden rund 40.000 Schilfpflanzen angezogen, die bei der Pflanzung mittlere Halmdichten von 13–16 und mittlere Halmlängen von 46 cm (Ökotyp A), 39 cm (Ökotyp A) und 24 cm (Ökotyp A) aufwiesen. Dazu kamen noch 8.000 Pflanzen der Schlanksegge (*Carex gracilis*) in vergleichbarer Größe. Die Pflanzen wurden in dicht durchwurzelten Töpfen von 8 cm (Ökotypen A und B, *Carex gracilis*) bzw. 6 cm (Ökotyp C) Durchmesser auf die Versuchsfläche geliefert und dort entweder sofort gepflanzt oder bis zur Pflanzung in wassergefüllten Folien-Becken gelagert. Das Setzen der getopften Pflanzen fand von Juni bis August 1996 statt. Die Pflanzlöcher wurden dazu von Hand mit einem Spaten gegraben. Im Anschluß daran wurden die Flächen anfänglich bewässert. Ab Mitte Juli war dies aufgrund der regenreichen und kühlen Witterung nicht mehr erforderlich.

b. Direktaussaat

Von Januar bis Februar 1996 wurden Schilfrispen geerntet und im Juni des gleichen Jahres auf der Pflanzfläche ausgebracht (Ökotyp B). Um ein Wegwehen zu vermeiden, wurden sie mit dem Fuß leicht in den frisch geeggtten Torf gedrückt. Ein zweiter Ansaatversuch fand 1997 statt (Ökotypen B und C, Testfläche 1C/1D). Die Rispen wurden im Februar geerntet und im Mai direkt nach dem Umbruch auf der Versuchsfläche ausgebracht.

c. Stecklingsvermehrung

Ende Juni bis Anfang Juli wurden am Landiner Haussee etwa 3000 Schilfhalme des Ökotyps B geerntet und anschließend als senkrechte Halmstecklinge gepflanzt (Abb. 5). Die Halme hatten eine Länge von ca. 0,75–1,75 m und wurden bis auf das oberste Drittel des Sproßes entblättert. Diese von unterschiedlichen Autoren für Mineralbodenstandorte als besonders günstig beschriebene Pflanzmethode

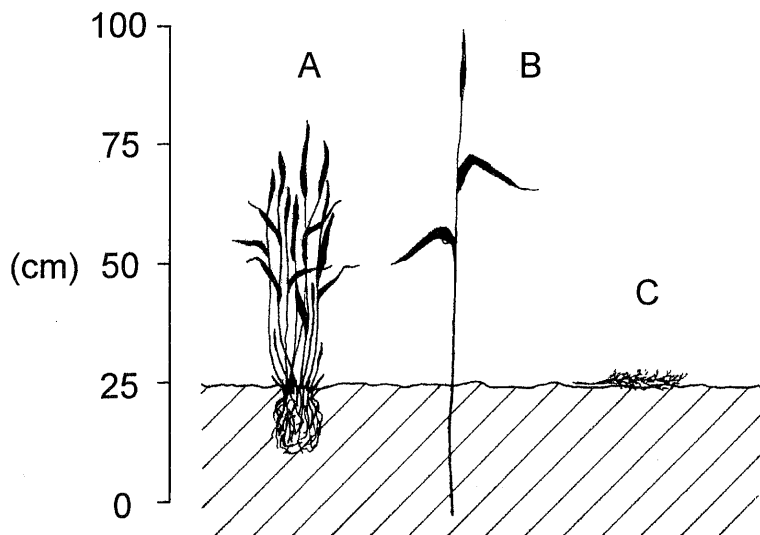


ABBILDUNG 5 Etablierungsmethoden. A: Pflanzung getopfter Setzlinge, B: Pflanzung von Halmstecklingen, C: Aussaat von Rispen.

FIGURE 5 Techniques of reed establishment. A: planting of pot-grown plants, B: planting of stem cuttings, C : sowing of panicles.

(Bittmann, 1953; Granéli, 1984) erwies sich unter den Bedingungen auf der Versuchsfläche als problematisch. Zwar war die Ernte der Halme einfach, das Bohren der Pflanzlöcher kostete jedoch viel Kraft. Beim Setzen der Halme war andererseits Fingerspitzengefühl erforderlich, damit die jungen Halme nicht brachen.

3.3. Vegetationsökologisches und demographisches Monitoring

Im Zentrum jeder Testfläche (Größe: 12×24 m, in einigen Fällen 6×12 m) wurde ein repräsentatives Dauerquadrat (4 m^2) angelegt. Innerhalb der 54 Dauerquadrate auf Testflächen mit Schilf-Setzlingen, wurde jeweils 1 Teilfläche ($\hat{=}$ 1 m^2) für biometrische Messungen markiert (Abb. 4). Die Aufnahme der Vegetation des Graslandes sowie der Dauerquadrate erfolgte jedes Jahr im Juli und August nach der Schätzskala von Pfadenhauer *et al.* (1986). Das Aufnahmемaterial wurde nach soziologisch-ökologischen Artengruppen (Succow, 1988; Schopp-Guth, 1997; Koska *et al.*, 1999) in Vegetationstypen gegliedert

und diese anschließend für die gesamte Versuchsfläche kartiert, um so die räumliche und zeitliche Variabilität insbesondere der hydrologischen Bedingungen zu erfassen und die tatsächliche Vergleichbarkeit der innerhalb des Überrieselungs- wie des Überstaubereichs als weitgehend homogen betrachteten Testfelder einschätzen zu können.

Für die Zielarten (*Phragmites*, *Carex gracilis*) wurde die Deckung in Prozent geschätzt, für alle übrigen Arten die mittlere Deckung aus den Aufnahmedaten errechnet. Um die Vegetationsentwicklung des Graslandes auf der Überrieselungsfläche zu verfolgen, wurde ein Transekt quer durch einen in einer sammelasssergeprägten Mulde bereits vor 1995 spontan auftretenden *Phragmites*-Bestand gelegt (Abb. 3).

Die Entwicklung der Schilf-Halmdichten wurde von 1997–1998 jeweils im August auf den 1 m²-Teilflächen erfaßt. Die mittlere Halmlänge wurde an jeweils 100 Halmen innerhalb der Teilflächen ermittelt (Güsewell und Klötzli, 1997). Enthielten diese weniger als hundert Halme, wurden zusätzliche Halme aus der unmittelbaren Umgebung gewählt. Eine statistische Prüfung der biometrischen Messwerte erfolgte mit einer mehrfaktoriellen Varianzanalyse (ANO-VA). Da die Varianzen nicht homogen waren, wurde eine Wurzeltransformation durchgeführt.

3.4. Untersuchung der Samenbank

Die Samenbank wurde im Quadrat 7B/8C (Abb. 3) im ehemaligen Rasenschmielen-Quecken-Grasland nach der Methode von McDonald *et al.* (1996) analysiert. Dazu wurden unmittelbar nach dem Umbruch dieser zuletzt (Juli 1996) bepflanzten Flächen mit einem Bohrgerät der Firma Eijkelkamp 100 zylinderförmige Proben (jeweils 10 zufällig verteilte Proben aus 10 Quadraten von je 5 × 5 m) von 125 cm³ aus 5–15 cm Tiefe entnommen. Nach der Isolation der Diasporen wurden diese in Pflanzschalen mit steriler Einheitserde ausgebracht sowie mit einer dünnen Schicht sterilen Sandes bedeckt (Details s. Ter Heerd *et al.*, 1996). Von Mitte August bis Ende November wurden in einem nicht klimatisierten Gewächshaus der Universität Greifswald etwa wöchentlich die aufgelaufenen Keimlinge bestimmt und anschließend entfernt. Dabei wurde das Substrat stets naß gehalten, um möglichst hohe Keimraten zu erzielen (Ter Heerd *et al.*, 1996).

4. ERGEBNISSE

4.1. Etablierungstechnik und Entwicklung der Zielarten

Zwei Jahre nach der Pflanzung (1998) lag die Mortalität der getopften Setzlinge bei weniger als 1%, wogegen alle anderen Etablierungsmethoden zu Mortalitätsraten von mehr als 95% führten. Entsprechend lag die mittlere Deckung der Zielarten auf den Setzlings-Varianten zwei Jahre nach der Pflanzung bei 50%, bei allen übrigen Etablierungstechniken jedoch unter 5% (Tab. II). Insbesondere bei den Stecklingsvarianten kam es nahezu zum Totalausfall, obwohl im ersten Jahr eine größere Zahl von neugebildeten Adventivwurzeln und Seitensprossen beobachtet werden konnte. Bei rund der Hälfte der ausgebrachten Rispen setzte noch im ersten Jahr die Keimung ein, allerdings überdauerte nur ein Bruchteil der wenige Zentimeter großen Keimpflanzen den Winter. Die jahreszeitlich frühere Aussaat im Mai 1997 führte zu etwas besseren Etablierungserfolgen (Tab. II).

Die Zielarten *Phragmites australis* und *Carex gracilis* breiteten sich sowohl in der Überrieselungs- als auch in der Überstauzone stark aus und erreichten bereits nach einem Jahr (Pflanzdichte 4/m²) bzw. nach zwei Jahren (Pflanzdichte 1m²) Dominanz (Abb. 6). *Phragmites* erreichte auf der Überstaufläche stärkere Zuwächse aus als auf der

TABELLE II Mittlere Deckung von *Phragmites australis* und *Carex gracilis* zwei Jahre nach der Pflanzung in Abhängigkeit von Etablierungstechnik und Wasserregime (Pflanzdichte 1/m²)

TABLE II Mean cover of *Phragmites australis* and *Carex gracilis* related to different techniques of establishment two years after planting (planting density 1/m²)

	Überrieselung	Überflutung
<i>Phragmites</i> , getopfte Setzlinge (1 pro m ² , Ökotypen A, B u. C.)	44%	55%
<i>Phragmites</i> , Saat (1 oder 4 Rispe (n) pro m ² , Ökotypen B und C)	5%	< 1%
<i>Phragmites</i> , Stecklinge (1 or 4 Halm (e) pro m ² , Ökotyp B)	< 1%	< 1%
<i>Carex gracilis</i> 'getopfte Setzlinge (1 pro m ²)	65%	24%
Kontrollflächen (nur Bodenbearbeitung)	0%	0%

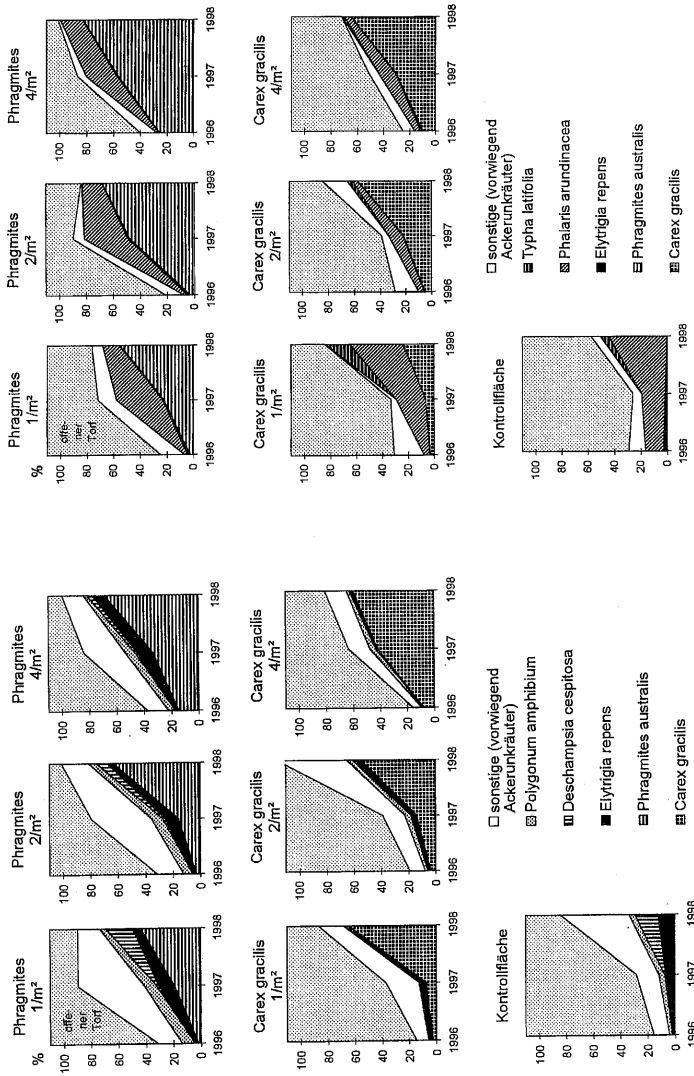


ABBILDUNG 6 Entwicklung der mittleren Deckung ausgewählter Arten im Überflutungs- (links) und Überstaubereich (rechts).
 FIGURE 6 Development of mean plant cover of selected species in the irrigated (left side) and the flooded zone (right side).

Überrieselungsfläche, *Carex gracilis* zeigte das entgegengesetzte Verhalten. Sie erreichte in den permanent feuchten Partien des Überrieselungsbereichs (Quadrat 7A/8B) bereits nach einem Jahr Wuchshöhen bis 1,7 m und eine Deckung bis zu 80% (Pflanzdichte $4/m^2$, Abb. 6).

4.2. Entwicklung der Populationsstruktur verschiedener Schilf-Ökotypen

Ein Jahr nach der Pflanzung (1997) wiesen die mittleren Halmdichten aller *Phragmites*-Ökotypen unter beiden Wasserregimetypen signifikante Unterschiede auf, die sich vornehmlich aus den initialen Pflanzdichten und der Konstitution der Ökotypen erklären. Auf Dauerflächen mit höheren Pflanzdichten ($4/m^2$) zeigte Ökotyp B 1997 eine mittlere Halmdichte von 267, im Folgejahr war sie auf 107 abgesunken. 1998 wiesen die Halmdichten aller Ökotypen sowohl auf den überstauten als auch auf den überrieselten Testflächen nur noch minimale Unterschiede auf (Abb. 7), die allerdings noch signifikant mit der Pflanzdichte korrelierten.

Hinsichtlich ihrer mittleren Halmlänge unterschieden sich die Ökotypen innerhalb des Überrieselungsbereichs ebenso wenig wie innerhalb des Überstaubereichs (Abb. 7). In den Jahren 1997 und 1998 waren die Halme aller Ökotypen auf der Überstaufläche im Mittel rund 40 cm höher als auf der Überrieselungsfläche, was statistisch hoch signifikant mit der besseren Wasserversorgung korreliert war. Somit zeigte sich hinsichtlich der mittleren Halmlängen bereits zwei Jahre nach der Pflanzung kein signifikanter Einfluß mehr der anfänglichen Pflanzdichte oder des Ökotyps.

4.3. Vegetationsentwicklung auf den Pflanzflächen

Auf der Versuchsfläche traten 1995 drei auf degradierten Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands weit verbreitete Vegetationsformen auf: In wechsellässen, sammelwassergeprägten Mulden das Quecken-Seggen-Grasland (Wasserstufe $3 + / 2 -$, vgl. Succow, 1988 und Müller, 1998), in den tiefer gelegenen Bereichen das Rasenschmielen-Quecken-Grasland (Wasserstufe $2 + / -$) und in den höher gelegenen, am stärksten degradierten Bereichen das Bärenklau-Quecken-Grasland (Wasserstufe $2 -$, s. Tab. III und Abb. 8).

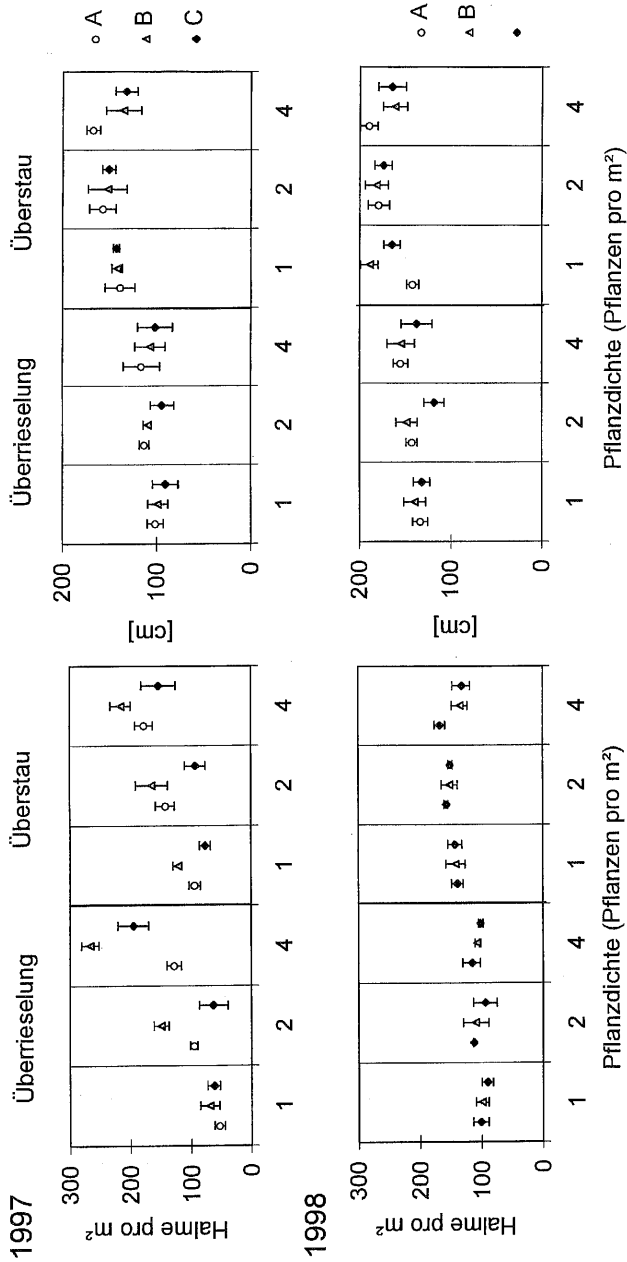


ABBILDUNG 7 Entwicklung der mittleren Halmdichten (links) und Halmlängen (rechts) dreier *Phragmites*-Ökotypen (A, B, C) in Abhängigkeit vom Wasserregime, ein Jahr (1997, oben) und zwei Jahre (1998, unten) nach der Pflanzung. Konfidenzintervalle für $p = 0,05$.

FIGURE 7 Development of mean shoot densities (left side) and mean shoot lengths (right side) of three *Phragmites* ecotypes (A, B, C) related to water regime, one year (1997, above) and two years (1998, at the bottom) after planting, vertical bars: confidence limits for $p = 0,05$.

TABELLE III Vegetationstypen 1995–1998 und Samenbank der Versuchsstfläche, S: Stetigkeit (in %), mD: mittlere Dichte (in %), Tabelle leicht gekürzt * höchste Wasserstufe (Succow 1988), die für einige Jahre (von einigen Arten nicht langfristig) toleriert wird
TABELLE III Vegetation types 1995–1998 and soil seed bank of the study site, S: constancy, mD: mean cover, table shorted * highest moisture class (after Succow 1998) which is tolerated for several years (for some species not permanently)

Vegetationstypen:

1 Seggen-Quecken-Grasland
2 Rasenschmielei-Quecken-Grasland
3 Bärenklau-Quecken-Grasland

4 *Lemna minor*-Typ
5 *Phalaris arundinacea*-Typ

6 *Deschampsia cespitosa*-*Elytrigia repens*-Typ
7 *Symphytum officinale*-*Elytrigia repens*-Typ
8 *Ctenopodium album*-*Elytrigia repens*-Typ

Wasser- stufe *	Samen- bank	Vegetation vor dem Umbruch			Vegetation nach Umbruch und Pflanzung		
		1995			1996		
		S	mD	S	mD	S	mD
	1996	16- 93 69 20 17 3	16 95 58 16 5	15 80 51 11 12	4 31 72 16 32	4 64 207 10 18	4 79 168 15 26
		1	2	3	7	8	8
	Vegetationstyp						
	Anzahl gekheimer Diasporen						
	996						
		S	mD	S	mD	S	mD
Arten des offenen Wassers							
<i>Lemna minor</i>							
<i>Chara fragilis</i>							
Arten der Röhrichte und Großseggenriede							
3+ - 5+							
<i>Phragmites australis</i> , gepflanzt							
<i>Carex acutiformis</i>							
4+ - 5+							
<i>Carex gracilis</i> , z. T. gepflanzt							
<i>Glyceria maxima</i> , z. T. gepflanzt							
<i>Menyanthes aquatica</i>							
<i>Eriophorum pycnanthum</i>							
<i>Carex disticha</i>							
Arten der Schlammpflanzen und Flußrasen							
bis 5+							
<i>Juncus articulatus</i>							
<i>Alpecurus geniculatus</i>							
<i>Veronica catenata</i>							
<i>Juncus bufonius</i>							
<i>Bidens tripartita</i>							
<i>Gnaphalium uliginosum</i>							
<i>Juncus tenuis</i>							
<i>Rumex crispus</i>							
<i>Polygonum lapathifolium</i>							
<i>Potentilla anserina</i>							
<i>Achillea millefolium</i>							
<i>Carex hirta</i>							
<i>Ctenopodium glaucum</i>							
<i>Plantago intermedia</i>							
	27						

TABELLE III (Fortsetzung)

Arten der Felskleeen und -weiden bis 4*	29	100 28,1	100 22,6	58 4,5		100 2,2	53 0,5	55 0,3	89 1,7	65 2,6	88 4,8	18 0,5	29 1,9
	-	22 0,5	100 22,6	17 0,1	72 10 78 0,6			15 0,1	44 0,5	54 4,8	88 5,9	45 1,5	71 14,8
	-	89 5,9	100 2,2	25 0,3	8 <0,1	3 0,0		15 0,1	56 0,6	58 1,8	50 0,3	82 9,2	71 6,4
	113	56 0,7	80 5,1	17 0,4	38 0,5	31 0,4			11 0,1	4 0,1	13 0,1		
	-	100 5,7	80 11,0	7 <0,1									
bis 4*	55	100 5,7	80 11,0	7 <0,1									
	-	22 0,3	20 0,1	30 0,5									
	-	22 0,3	20 0,1	30 0,5									
	62												
	-												
bis 3*	4	67 1,2	100 3,5	100 3,5	68 0,3	91 0,5			6 <0,1	38 0,4	100 1,4	14 0,1	
	-	55 0,5	100 12,9	92 43,2	39 0,2	25 0,2				19 0,3	25 0,1	7 <0,1	
	-	100 4,3	100 4,8	67 3,0									
	-	22 0,7			33 0,6	3 <0,1							
	-	22 0,4											
Arten gestörter Standorte bis 4*	17	100 8,2	100 13,6	100 13,6	94 1,7	100 2,6		35 0,3	100 2,9	69 10,1	100 10,3	16 0,1	68 2,0
	1	33 0,3	100 4,4	100 3,3	50 0,3	88 0,8		5 0,0	55 4,4	65 2,4	100 1,3	41 0,2	93 0,3
	1							10 0,1	28 0,1	15 0,1	13 0,1		
	-												
	-												
bis 3*	35			25 0,1	75 0,5	100 1,7			6 <0,1	35 0,6	83 0,3		86 0,9
	-	11 0,1	80 7,7	83 5,5	8 0,1	97 2,1							
	1		20 0,1	6 <0,1	14 0,1	66 0,7				58 4,5	76 3,4		
	-									62 9,8	75 3,5		
	-		60 0,3	67 0,5		19 0,1				12 0,1			
bis 2*	8			0 <0,1	3 <0,1	56 0,8							
	-	11 0,1		17 0,1	6 <0,1	19 0,1				15 0,1	50 0,3		29 0,3
	-									4 0,1			
	-												
	-												
bis 2*	4			25 0,1	44 0,2	115 0,1		11 0,1			75 0,4		
	-					66 2,1							
	-					16 0,1			8 <0,1		25 0,1		
	-					6 <0,1					25 0,1		7 0,0
	-												
sonstige Arten	-	67 1,0	80 3,1	83 3,4	11 0,2	84 5,6		25 0,1	59 0,8	55 7,2	88 5,3	5 <0,1	73 3,0
	-	58 1,0	40 0,2	33 0,3		94 4,4		15 0,1	17 0,1	12 0,1	25 0,1	23 0,1	59 2,1
	-												
	-												
	-	22 2,3											
sonstige Arten													
Polygonum amphibium													
Chenopodium polycarpum													
Epibolus hirsutus													
Juncus effusus													
Narcissus polymorpha													

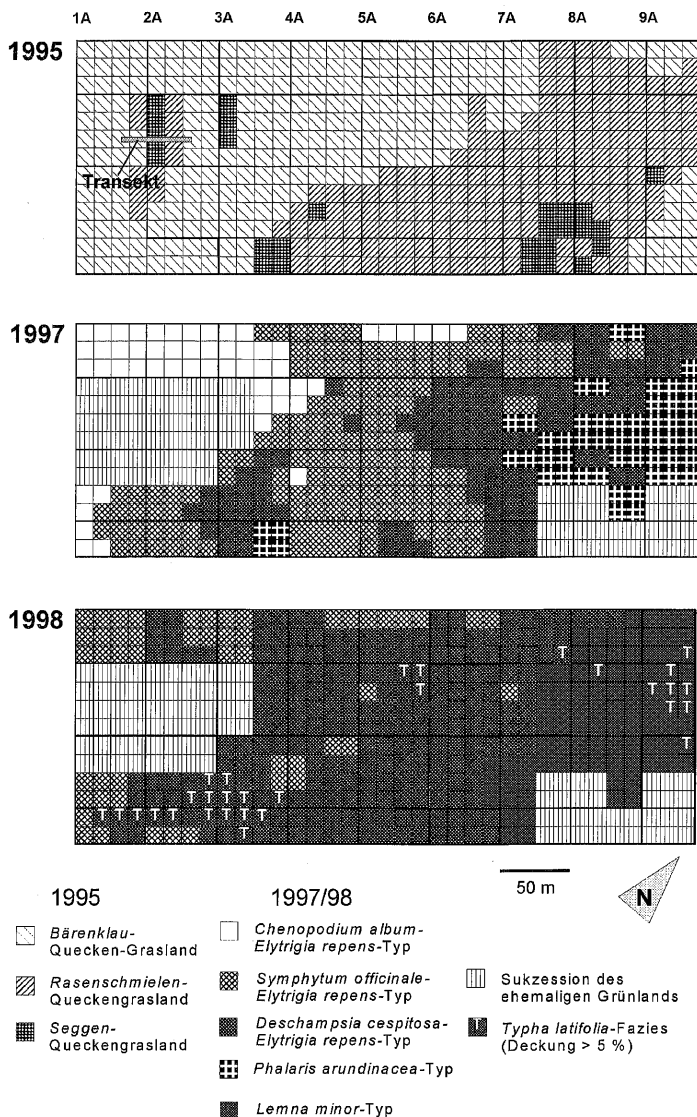


ABBILDUNG 8 Entwicklung der Vegetationszonierung auf der Versuchsfläche 1995, 1997 und 1998.

FIGURE 8 Development of vegetation zonation on the study site 1995, 1997 and 1998.

Nach der Pflanzung zeigten die umgebrochenen Flächen im Herbst 1996 ein einheitliches Artenspektrum, das vorwiegend die Ausgangsvegetation widerspiegelte. Auf den im Mittel nur zu 25% vegetations-

bedeckten Flächen (davon Zielarten: 1–27%, vgl. Abb. 6) konnte darüberhinaus eine Vielzahl von Ackerunkräutern auflaufen, die sich zum großen Teil aus der Samenbank rekrutierten (vgl. Tab. III und Abb. 6). Zu einer explosionsartigen Entwicklung kam der Ackersenf (*Sinapis arvensis*), der stellenweise 100% Deckung erreichte, so daß Teile der Versuchsfläche zur Blütezeit weithin gelb leuchteten. Besonders starke Zunahmen zeigten auch *Polygonum lapathifolium*, *P. aviculare* und *Chenopodium album*. Innerhalb der nur gering floristisch differenzierten Bestände ließ sich ein feuchterer Flügel mit *Phalaris arundinacea* (*Deschampsia cespitosa*-*Elytrigia repens*-Typ) von einem trockeneren Flügel mit einem verstärkten Auftreten von Arten gestörter Standorte (*Chenopodium album*-*Elytrigia repens*-Typ) unterscheiden (vgl. Tab. IV und Abb. 8).

1997 kam es nicht zu grundlegenden Veränderungen in der Artenzusammensetzung, wohl aber zu einer klareren räumlichen Differenzierung soziologisch-ökologischer Artengruppen, die eine Abgrenzung von 4 Vegetationstypen gestattete (Tab. III). Einige Ackerunkräuter und Gräser der ehemals trockensten Standorte verschwanden und feuchtigkeitsliebende Arten (u.a. *Chara fragilis*, *Lemna minor*, *Callitriche palustris* und *Alisma plantago-aquatica*) wanderten – v.a. mit dem Überrieselungswasser – neu ein, ohne jedoch Flächenrelevanz zu erlangen. Nur *Typha latifolia* erreichte vereinzelt auf flach überstauten Flächen Deckungsanteile von 5%. Stark ausbreiten konnte sich auch das Rohrglanzgras, das in den Überflutungsflächen stellenweise ähnliche Deckungswerte wie das Schilf aufwies (Abb. 6).

Einen deutlichen Vegetationswandel markierte das zweite Jahr nach der Pflanzung (1998), in dem die mit Schilf bepflanzten Flächen zum überwiegenden Teil eine geschlossene Vegetationsdecke (Deckung > 90%) erreichten. Auf der Überstaufläche entwickelten sich artenarme, bis zu 3 m hohe Wasserröhrichte, in denen sich neben den Zielarten nur *Lemna minor*, *Symphytum officinale*, *Phalaris arundinacea* und *Typha latifolia* mit sehr geringer Deckung und Stetigkeiten über 20% halten konnten (Tab. III, *Lemna minor*-Typ in Abb. 8). *Phalaris arundinacea* zeigte aber nach der effektiven Regeneration und Ausbreitung des Vorjahres eine deutlich rückläufige Tendenz. *Glyceria maxima* konnte sich lokal – überall dort wo die Art bereits 1995 im Bestand vorkam – leicht ausbreiten. Auch *Typha latifolia* stellte lokal eine Konkurrenz für das Schilf dar; sie konnte sich auf den

Kontrollflächen und in den ebenfalls unbepflanzten Zwischenräumen der Testflächen z. T. stark ausbreiten. Daneben bildete *Typha latifolia* auf einigen der erst 1997 umgebrochenen Flächen im südlichen Bereich der Versuchssfläche z.T. bis zu 2,5 m hohe, nahezu geschlossene Bestände (Abb. 8). Auf den Überrieselungsflächen ging die überwiegende Anzahl der Ackerunkräuter und der Wiesenarten wie *Ranunculus repens*, *Poa trivialis* und *Taraxacum officinale* zwar stark zurück, hier zeigten sich aber weniger radikale Änderungen. Auf Flächen mit geringer Vegetationsdeckung konnte sich *Deschampsia cespitosa* ausbreiten (Abb. 6). Gehölzanflug wurde nicht beobachtet.

4.4. Samenbank

Insgesamt wurden in den Proben 996 Keimlinge gezählt. Das entspricht einer Diasporendichte von ca. 80.000 pro m² und liegt damit deutlich über den von Schopp-Guth (1997) für Rohrglanzgras-Queckengrasland ermittelten Werten von 8.000 – 17.000. Von den insgesamt 30 gefundenen Arten sind 15 typisch für gestörte Standorte, 8 sind Arten der Schlammluren und Flutrasen, 5 typische Arten der Fettwiesen und Weiden (Tab. III). Mit Abstand häufigste Art war *Juncus bufonius*, auf den mit 415 Exemplaren fast die Hälfte aller Keimlinge entfiel. Einzige Art der Röhrichte und Großseggenriede war die auch im Grasland häufige *Phalaris arundinacea*. Nur 4 Arten traten ausschließlich in der Samenbank auf: *Chenopodium glaucum*, *Rumex acetosella*, *Gnaphalium uliginosum* und *Plantago lanceolata*. Nicht erfaßt wurde der Ackersenf (*Sinapis arvensis*) dessen massive Präsenz in der Samenbank (die im allgemeinen eine hohe Persistenz und Diasporenzahl aufweist, vgl. Thompson *et al.*, 1997) insbesondere auf der Überrieselungsfläche aber unzweifelhaft ist (s. Kap. 4.3.).

4.5. Grünlandsukzession

Die nicht umgebrochenen Sukzessionsflächen entwickelten sich erwartungsgemäß sehr unterschiedlich. Im Überrieselungsbereich (Sukzessionsfläche 1) ergaben sich wegen der geringeren Vernässung nach zwei Jahren kaum Veränderungen. Erst 1998 wanderte die Front des in einer stauwassergeprägten Mulde liegenden autochthonen

Schilfbestandes durch klonales Wachstum etwa 1–2 m vor. Auf den nässesten, langfristig überstauten Dauerquadraten im Zentrum des Transektes fielen die Arten der Fettwiesen und der gestörten Standorte fast völlig aus, bei deutlicher Zunahme der Halmlängen und –dichten des Schilfs und einem schlagartigen Rückgang von *Phalaris arundinacea* (Tab. IV). In den trockenen Randbereichen der Mulde (Aufn.-Nr. 1, 2, 8, 9) blieb die Dominanz von *Elytrigia repens* ungebrochen und es kam zu einem leichten Rückgang der Artenzahlen, vermutlich aufgrund der immer dichter werdenden Streuschicht der Quecke.

Im Überstaubereich (Sukzessionsfläche 2) erreichte *Phalaris arundinacea*, die 1995 noch Deckungswerte von 20% aufwies, innerhalb eines Jahres Deckungen zwischen 60 und 70% (Tab. V). Im Juli 1997 brach der nunmehr stark an Arten verarmte Rohrglanzgras-Bestand zusammen, wogegen auf umgebrochenen Flächen neu etablierte *Phalaris*-Bestände stehenblieben. Dieser interessante Befund dürfte sich aus der größeren Durchwurzelungstiefe von *Phalaris* auf der Sukzessionsfläche ergeben, aufgrund derer die Bestände schlechter an eine Anhebung der Wasserstände adaptiert waren. Die Pflanzen konnten jedoch zeitlich parallel mit dem Zusammenbruch neue Seitentriebe und Adventivwurzeln bilden. Gleichzeitig kam es zu einem Insektenbefall der Blütenstände, der das Rohrglanzgras auf der gesamten Versuchsfläche betraf, aber bisher nicht zu einer sichtbaren Schwächung geführt hat. So zeigte sich auch 1998 der *Phalaris*-Bestand stabil. *Phalaris* verschwindet unter permanenten Überstaubedingungen nach 2–4 Jahren, hat aber bei phasenhaftem Überstau und auf überrieselten Flächen gute Überdauerungschancen (Hellberg, 1995; Uchtmann und Rosenthal, 1996; Harter und Luthard, 1997; Succow, 1999). Die kurzzeitigen Absenkungen des Wasserspiegels im Herbst 1997 und im Juni 1998 (Abb. 2) dürften daher für die ungebrochene Vitalität der Bestände verantwortlich sein.

5. DISKUSSION

Im Folgenden werden die Ergebnisse im Hinblick auf ihre Relevanz für die erfolgreiche Begründung von Schilfbeständen auf degradierten Niedermoorböden diskutiert.

TABELLE V Vegetationsentwicklung auf Sukzessionsfläche 2 (Überstaubereich) 1995–1998, n : Anzahl der Vorkommen, % : mittlere Deckung s. Tab. III, 1995 abweichende Aufnahmeflächen

TABLE V Vegetation development on succession area 2 (flooded zone) 1995–1998, n: number of occurrences, mean plant cover in %, * see Table III, in 1995 differing plot location

		1995		1996		1997		1998	
		16	4	7	4	7	4	7	4
Wasser- stufe*	Jahr	2	7	7	7	7	7	7	7
	Flächengröße (m ²)	18	24	7	7	7	7	7	7
	Anzahl der Aufnahmeflächen								
	mittlere Artenzahl	n	%	n	%	n	%	n	%
Arten der Röhrichte und Großseggenriede									
3+ –5+	Phalaris arundinacea	2	12	7	66	7	42	7	56
	Phragmites australis	.	.	1	0,3	1	0,4	1	1
4+ –5+	Glyceria maxima	2	12	5	12	5	22	6	35
	Carex gracilis	1	.	2	0,4	.	.	2	0,4
Arten der Schlammpfluren und Flutrasen									
bis 5+	Juncus articulatus	2	3	1	0,1	.	.	.	.
	Agrostis stolonifera	2	0,3	.	.	.	dir.- ps	.	.
bis 4+	Alopecurus geniculatus	2	1	.	.	.	.	.	.
	Potentilla anserina	1	1	7	2	.	.	.	.
	Rumex crispus	2	2	3	0,2	.	.	.	.
	Polygonum lapathifolium	.	.	2	0,4	.	.	.	.
Arten der Fettwiesen und -weiden									
bis 4+	Poa trivialis	1	13	6	19	.	.	.	.
	Sonchus arvensis sl	.	.	3	0,4	.	.	.	.
	Alopecurus pratensis	.	1	2	0,1	.	.	.	.
	Ranunculus repens	2	19	7	4	1	0,1	.	.
	Deschampsia cespitosa	2	1	5	1	.	.	.	.
	Inula britannica	2	0,3	3	0,4	.	.	.	.
	Poa pratensis	2	13	.	.	.	.	.	.
bis 3+	Taraxacum officinale	.	1	4	0,3	.	.	.	.
	Dactylis glomerata	.	.	4	6	.	.	.	.
	Lolium perenne	2	11	.	.	.	.	.	.
Arten gestörter Standorte									
bis 4+	Elytrogia repens	.	1	7	3	.	.	.	.
	Cirsium arvense	.	.	2	0,4	2	0,1	.	.
bis 3+	Chenopodium album	.	.	2	0,1	.	.	.	.
	Sinapis arvensis	.	.	2	0,1	.	.	.	.
sonstige Arten									
	Lythrum salicaria	1	1	3	0,4	3	1	.	.
	Symphytum officinale	.	.	4	6	.	.	.	.
	Polygonum amphibium	.	.	2	0,1	1	0,1	1	0,1
	Juncus effusus	1	1	2	0,1	.	.	.	.

a. Etablierungstechnik und Pflanzdichte

Die Pflanzung von vorgezogenen Setzlingen hat sich als die bei weitem sicherste und schnellste Methode für die Etablierung eines Schilfröhrichts erwiesen. Andere Methoden wie das Setzen von Halmstecklingen und die direkte Aussaat sind besonders empfindlich gegenüber Wasserstandsschwankungen. Stecklinge vertragen keine längeren Trockenperioden, die zur Austrocknung des Oberbodens führen, und sind darüberhinaus empfindlich gegenüber starken Regenfällen, Sturm, Wellenbewegung und Fraß, etwa durch Wasservögel (Fiala and Kvet, 1971; Hawke und José, 1996). Für die Keimung ist *Phragmites* auf permanent feuchte Bedingungen angewiesen, wobei ein Überstau nicht toleriert wird (Weisner und Ekstam, 1993; Weisner *et al.*, 1993; Ekstam, 1995; Hawke und José, 1996). Junge Keimpflanzen zeigen sehr geringe Wachstumsraten und sind frostempfindlich (Haslam, 1970), was vermutlich die sehr hohen Mortalitätsraten erklärt. Die kostengünstige Methode der Aussaat kann, das deuten die bescheidenen Etablierungserfolge an, bei günstigen Keimbedingungen (gleichmäßige Durchfeuchtung, wenig Konkurrenz) und sofern die Keimfähigkeit des Saatgutes sichergestellt ist, zu guten Ergebnissen führen, insbesondere wenn die Etablierungsdauer keine große Rolle spielt. Soll das Risiko eines Fehlschlags jedoch minimiert werden, kommt nur die Pflanzung vorgezogener Setzlinge in Frage.

b. Wasserregime

Ein rasches Anheben des Wasserspiegels bis 5–50 cm über Flur wird im Allgemeinen als optimal angesehen, sofern mindestens 1/3 der Halme sich permanent oberhalb der Wasseroberfläche befindet (Hawke und José, 1996, zu Fragen des Wasserhaushaltes und der Vernäßbarkeit mit Schilf bepflanzter Niedermoores. Dannowski *et al.*, 1999). Eine starke Vernässung der Pflanzflächen bis zum Überstau schafft zwar gute Wachstumsbedingungen für das Schilf, gleichzeitig entstehen aber Flachwasserbereiche, in denen der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), der im Flachwasser optimale Keimbedingungen vorfindet (Coops und Van der Velde, 1995), sich schnell entwickeln und innerhalb eines Jahres auch fruktifizieren kann. Im zweiten Jahr ist dann aufgrund der Freisetzung riesiger Diasporen-

mengen eine Explosion des *Typha*-Bestandes möglich. Verglichen mit der lokal starken Ausbreitung des Breitblättrigen Rohrkolbens in frühzeitig vernäßten und zeiteilig überstauten Pflanzflächen, war das Aufkommen von *Typha latifolia* in Flächen ohne längeren Überstau gering. Es erscheint unter diesem Gesichtspunkt günstiger, den Wasserspiegel im Jahr der Pflanzung nur bis knapp unter Flurhöhe anzuheben.

c. Bodenvorbehandlung

Für die weitgehende Zerstörung der ursprünglichen Vegetation hat sich 30 cm tiefes Pflügen in Verbindung mit mehrmaligem Eggen gut bewährt. Die Pflanzung in geschlossenes oder durch flaches Pflügen, Eggen oder Vertikutieren nur leicht gestörtes Moorgrasland ist hingegen ungünstig für die Begründung von Schilfbeständen, da sich konkurrierende Arten, insbesondere tiefwurzelnde, regenerationsstarke Rhizomgeophyten, rasch regenerieren und mit den Zielarten in Konkurrenz um Ressourcen (Licht, Raum, Nährstoffe etc.) treten können (Hawke und José, 1996). Eine Flachabtorfung, wie sie insbesondere im Hinblick auf die Regeneration artenreicher Feuchtwiesen untersucht wurde (Harter und Luthardt, 1997; Pfadenhauer, 1998), erscheint aufgrund der hohen Kosten und der großen anfallenden Torfmengen für Flächengrößen von mehreren Hektar nicht praktikabel.

d. Konkurrenzarten in der Ausgangsvegetation, der Samenbank oder im Diasporen-Input

Pflanzenarten wie *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima*, *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, *Carex gracilis*, *Carex paniculata*, *Carex elata*, *Deschampsia cespitosa* und andere können *Phragmites* unterdrücken und stabile Röhrichtbestände bilden (u. a. Haslam, 1971; Hellberg und Kundel, 1995; Hawke und José, 1996). So führt ein phasenhafter Überstau oder ein permanenter Flachüberstau von Moorgrünland sehr rasch zum Rückgang der Artenzahlen und zur Dominanzbildung klonaler, hochwüchsiger Helophyten (Hellberg und Kundel, 1995; Freese und Müller, 1996), sofern diese in der Ausgangsvegetation vorhanden sind (Konzept der 'initial floristic composition', vgl. Egler, 1954).

Der überaus geringe Anteil von Helophyten in der Samenbank steht in Übereinstimmung mit den Untersuchungen von Schopp-Guth (1997). So bot die Samenbank zwar kein Potential für die Renaturierung artenreicher Feuchtwiesen, stellte aber andererseits auch kein Risiko für die Etablierung der Schilfröhrichte dar. Zwar ist nach über 20-jähriger intensiver Grünlandnutzung, wie sie für Niedermoore Nordostdeutschlands die Regel ist (Succow, 1999), nicht davon auszugehen, daß Arten der Seggenriede und Röhrichte, von einigen *Carex*-Arten mit robusten, persistenten Diasporen abgesehen, in nennenswertem Ausmaß in der Samenbank überdauert haben (Bekker *et al.*, 1997, Schopp-Guth, 1997); doch könnten bereits geringe Diasporendichten ($1/m^2$) für die Verdrängung eingebrachter Arten ausreichen.

Auf der Versuchsfläche sind derzeit *Typha latifolia* und *Glyceria maxima* die einzigen Konkurrenzarten, die die Entwicklung monodominanter Schilfröhrichte noch in Teilbereichen verhindern könnten. Zwar werden *Typha latifolia*-Bestände vielfach als Zwischenstadien einer Sukzession betrachtet, die unter anderem zu *Phragmites*-Röhrichten führt (Fiala und Kvet, 1971), doch ist nicht vorhersehbar, wie lange solche Stadien dauern werden. Eine weitere Ausbreitung des Rohrkolbens über die Versuchsfläche ist jedoch aufgrund des bereits hohen Deckungsgrades des Schilfs nur sehr eingeschränkt möglich. So zeigt *Typha latifolia* in den weitgehend geschlossenen Schilfbeständen der Überstauffläche keine Tendenz zur Verdrängung von *Phragmites*, wie sie etwa Kovacs (1990) für Seeufer berichtet. Durch die Pflanzung ergab sich für die Zielarten ein "Etablierungsvorsprung" gegenüber sich spontan ausbreitenden Konkurrenten, der etwa einem Jahr entspricht. Dies erwies sich für die gewählten Pflanzdichten als ausreichend. Während die Zunahme von *Carex acutiformis* sowohl durch Eintrag mit dem Vernässungswasser als auch durch Rekrutierung aus der Samenbank erklärlich ist, wird sich *Deschampsia cespitosa*, die kurzlebige Diasporen aufweist (McDonald *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1997), jedoch im Ausgangsbestand enthalten war, vorwiegend mittels Aussamung auf der Fläche über kürzere Distanzen (wenige m) ausgebreitet haben, zumal die Karyopsen nicht besonders gut schwimmfähig sind (Bonn and Poschlod, 1998).

Sind Konkurrenzarten bereits in der Ausgangsvegetation in höheren Anteilen vorhanden oder sogar dominant, ist die Etablierung eines

Schilfbestandes aufwendig und mit einem sehr hohen Risiko behaftet. Darüberhinaus dürfte sich die Umwandlung entsprechender Bestände in Schilfröhrichte vielfach auch aus Gründen des Naturschutzes verbieten. *Glyceria maxima* und ausläuferbildende *Carex*-Arten besitzen im allgemeinen eine persistente Samenbank (Pfadenhauer und Maas, 1987; Schütz, 1995; Thompson *et al.*, 1997) und schwimmfähige Diasporen. *Typha latifolia* und *Phalaris arundinacea* sind hingegen aufgrund ihrer kurzlebigen Samenbank und trotz ihrer nur schlecht schwimmfähigen Diasporen (Coops und Van der Velde 1995) auf den Eintrag mit Wind oder Wasser angewiesen (Ekstam, 1995; Bonn und Poschlod, 1998). Allerdings wird die Bedeutung einer Ausbreitung durch den Wind von Van Diggelen (1998) für die meisten der genannten Arten gering eingeschätzt und auf das Wasser als wichtigeren Vektor verwiesen (vgl. auch Kleinschmidt und Rosenthal, 1995). Der Zuwanderung neuer Arten mit dem Überrieselungswasser wird jedoch für die Versuchsfläche nur geringe Bedeutung beigemessen, da (1) der Abfluß der Speicherbecken unterhalb der Wasseroberfläche lag und daher der Großteil der Diasporen als Drift im Uferbereich der Becken verblieb und (2) im Überrieselungsbereich nur kleinflächig offene Wasserflächen und Rinnsale für einen Diasporentransport auftraten. Beobachtungen auf der Versuchsfläche sprechen dafür, daß *Typha latifolia* auch epizoochor, im Gefieder von Wasservögeln wie Bekassinen, Gänsen und Stockenten ausgebreitet wird, die zur Nahrungssuche oder Rast gezielt flach überstaute Bereiche anfliegen. Die bisher kaum bekannte Rolle von Wasservögeln für den Ferntransport von Diasporen betont auch Bernhardt (1989).

e. Schilf-Ökotyp

Phragmites australis besitzt eine sehr weite ökologische Amplitude und bildet eine entsprechende Vielzahl von Ökotypen (Björk, 1967; Neuhaus *et al.*, 1993). Je nach ihrer ökologischen Konstitution eignen sich diese unterschiedlich gut für Schilf-Pflanzungen und können in Abhängigkeit von dem gewählten Pflanzort starke Unterschiede in der Populationsstruktur zeigen (Koppitz *et al.*, 1999). Die Halmdichten und -längen der hier untersuchten Ökotypen wiesen jedoch bereits im 2. Jahr nach der Pflanzung eine sehr hohe Ähnlichkeit auf. Das mag damit zusammenhängen, daß sie nicht von wellenexponierten mine-

ralischen Seeufern, sondern von Moorstandorten stammen, die denjenigen der Versuchsfläche hinsichtlich der Wasserdynamik und Nährstoffversorgung sehr nahe kommen.

6. EMPFEHLUNGEN ZUR ETABLIERUNG VON SCHILF AUF NIEDERMOORSTANDORTEN

Für das Gelingen einer Schilfetablierung sind die ersten Jahre entscheidend. Die Untersuchungen in Biesenbrow lassen parallel zu den ersten drei Jahren der Vegetationsentwicklung drei Reifestadien der Röhrichtbestände unterscheiden, die wohl kaum kürzer, unter ungünstigen Bedingungen aber sehr wohl etwas länger dauern können:

1. Jahr: Ansiedlungs- und Etablierungsphase, offene Vegetation (Gesamtdeckung < 50%)

Diese Phase entscheidet über die Möglichkeiten der Ansiedlung und Ausbreitung von Konkurrenzarten durch Aktivierung der Samenbank bzw. Diasporeneintrag mittels Wind und Wasser sowie über die Vitalität und Ausbreitung der eingebrachten Pflanzen und damit über die Startbedingungen für das 2. Jahr. Entscheidend sind hier die in Kap. 5 diskutierten Faktoren.

2. Jahr: Ausbreitungsphase, halboffene bis nahezu geschlossene Vegetation (Gesamtdeckung 50–80%)

Diese Phase entscheidet über die Möglichkeiten der Etablierung (Winter, Frühjahr) und Ausbreitung (ganze Vegetationsperiode) der gepflanzten und der konkurrierenden Arten und damit über die Frage, ob die gewünschte Art zur Monodominanz gelangen kann. Die Populationsstruktur gleicht sich an. Entscheidende Faktoren sind die Wasserversorgung und die Qualität und Quantität der Konkurrenzarten.

3. Jahr: Stabilisierungsphase, nahezu bis völlig geschlossene Vegetation (Gesamtdeckung 80–100%)

In dieser Phase entscheidet sich nicht mehr, ob, sondern in welchen Zeiträumen die gewünschte Art zur Monodominanz gelangen kann.

Entscheidende Faktoren sind weiterhin die Qualität und Quantität der Konkurrenzarten und die Wasserversorgung. Mit zunehmendem Alter der Bestände gewinnt die ökologische Konstitution und damit der Ökotyp an Bedeutung.

Angesichts der mit 3 Jahren noch geringen Entwicklungszeit der untersuchten Röhrichtbestände und der letztlich nicht vermeidbaren Singularität der Versuchsbedingungen können praxisorientierte Empfehlungen zwangsläufig nur einen vorläufigen Charakter haben. Erst langjährige und großflächige Experimente können hier die nötige Erfahrung bringen. Allerdings zeichnet sich mit der Stabilisierung des überwiegenden Teils der Röhrichtbestände bereits eine Reihe relevanter Punkte ab.

Im Allgemeinen ist ein großer Teil der für eine erfolgreiche Etablierung entscheidenden Voraussetzungen manipulierbar. Hierzu gehören die Auswahl der Fläche, der zukünftige Grundwasserflurabstand, der Pflanzzeitpunkt, die genotypische und phänotypische Beschaffenheit des Pflanzmaterials sowie die Intensität der Bodenvorbehandlung. Weniger gut kann der Einfluß von Konkurrenzarten kontrolliert werden, die die Entwicklung monodominanter Schilfröhrichte aufgrund ähnlicher Lebensstrategie durch eine spontane Ausbreitung in den ersten 2–3 Jahren dauerhaft verhindern können (s. Kap. 5).

Während hinsichtlich der Etablierungsmethode, des Wasserregimes und der Bodenbehandlung klare Vorgaben möglich sind (s. Kap. 5), können Empfehlungen für die zu wählende Pflanzdichte nicht pauschal ausgesprochen werden. Einige Standorte sind besonders günstig, andere gänzlich ungeeignet. Gerade unter dem Gesichtspunkt der Kostenersparnis sind gezielte Voruntersuchungen insbesondere zum Verdrängungspotential durch Konkurrenzarten unvermeidlich, um die Eignung einer bestimmten Fläche und die nötigen Mindestdichten zu bestimmen (Schäfer, 1999).

Folgende Bedingungen sollten vor einer Pflanzung geschaffen werden: (1) Der mittlere Grundwasserflurabstand sollte langfristig in der Vegetationsperiode zwischen 0 und 50 cm über Flur zu halten sein. Dies gilt jedoch erst ab dem 2. Jahr, im Jahr der Pflanzung sollte der Wasserspiegel aus pflanztechnischen Gründen und zur Hemmung möglicher Invasion von *Typha* nur bis knapp unter Flur angehoben und ein längerer Überstau vermieden werden (s. Kap. 5).

(2) Es sollte nur geeignetes Pflanzmaterial verwendet werden. Liegen keine Untersuchungen zu bestimmten Ökotypen vor, empfiehlt es sich, Bestände vergleichbarer Standorte zu beernten. Vor einer Ernte muß der Samenansatz getestet werden, da dieser – im Unterschied zur allgemein hohen Keimfähigkeit – von Jahr zu Jahr und von Bestand zu Bestand stark schwanken kann (Tobler, 1943; Luther, 1950; Bittmann, 1953; Björk, 1967). Wird an eine Nutzung des Schilfs gedacht, sollte eine Materialprüfung am Herkunftsbestand vorgenommen bzw. auf bewährtes – im Idealfall klonales – Material zurückgegriffen werden (Koppitz *et al.*, 1999). Zum Zeitpunkt der Pflanzung sollte die Halmzahl über 10 und die mittlere Halmlänge über 20 cm betragen (Anzucht im Gewächshaus, etwa ab April in Freilandbecken möglich, vgl. Hawke und José, 1996). Günstiger Pflanzzeitraum ist von April bis Juli (spätestens August). Dabei ist zu bedenken, daß Pflanzen, die im selben Jahr vorgezogen werden, im Allgemeinen erst im Mai die erforderliche Halmzahl, -länge und Wurzelmasse entwickelt haben.

(3) Die geeignete Pflanzdichte hängt stark vom Anteil potentieller Konkurrenzarten im Ausgangsbestand sowie deren Rekrutierungspotential etwa aus der Grabenvegetation oder der Samenbank ab. Da sich Schilfpflanzen unter günstigen Bedingungen sehr rasch klonal ausbreiten können (bis zu mehreren Metern pro Jahr, vgl. Granéli, 1994) erscheint es unter günstigen Bedingungen vertretbar, die Pflanzdichte bis auf 0,25 pro m² zu senken. Eine differenzierte Übersicht gibt Tabelle VI.

(4) Beim Pflanzen empfiehlt es sich, insbesondere wenn große Flächen über einen längeren Zeitraum von Hand bepflanzt werden sollen, von den tiefsten Bereichen zu den höher gelegenen fortzuschreiten. So

TABELLE VI Empfohlene Pflanzdichten (n/m²) für Schilf auf Niedermoorböden unter den im Text genannten Voraussetzungen (* = Angaben interpoliert, da nur Pflanzdichten von 4, 2 und 1 pro m² experimentell untersucht wurden)

TABLE VI Recommended planting densities (n/m²) for *Phragmites* on peat soils on conditions as described in the text (* = interpolated, only planting densities of 4, 2 und 1 per m² were tested)

		Deckung von Konkurrenzarten im Ausgangsbestand		
		5%	0,1–5%	0%
Invasions- bzw. Rekrutierungspotential von Konkurrenzarten	Hoch.	2	1	1
	mäßig bis gering	1	1	1/2*
	sehr gering	1	1/2*	1/4*

kann parallel mit den Pflanzarbeiten schon der Wasserspiegel angehoben werden.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden finanziert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Projekt Nr. 06708). Für Unterstützung bei den Geländearbeiten, der Dateneingabe und -auswertung danke ich A. Barthelmes, I. Beuttell, G. Hoyer, D. Koppisch und A. Prager. Für praktische Hilfen aller Art, anregende Diskussionen und bereitwilligen Datenaustausch geht mein Dank an alle hier nicht namentlich erwähnten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Verbundprojektes. H. Joosten und M. Werner danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Smith, R. E. N., Reine, R., Bakker, J. P. and Schneider, S. (1997) Soil seed banks in European grasslands : does land use affect regeneration perspectives? *J. Appl. Ecol.*, **34**, 1293–1310.
- Bernhard, K.-G. (1989) Pflanzliche Strategien der Pionierbesiedlung terrestrischer und limnischer Sandstandorte in Nordostdeutschland.- *Drosera*, **89**(1/2), 113–124.
- Bittmann, E. (1953) Das Schilf (*Phragmites communis* TRIN.) und seine Verwendung im Wasserbau.- *Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau)* **7** : 1–44.
- Björk, S. (1967) Ecological Investigations of *Phragmites communis*. Studies in theoretic and applied limnology.- *Folia Limnologica Scandinavica* Vol. 14.
- Bonn, S. und Poschlod, P. (1998) Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas.- Wiesbaden.
- Brüslisauer, A. and Klötzli, F. (1998) Notes on the ecological restoration of fen meadows, ombrogenous bogs and rivers : definitions, techniques, problems.- *Bull. Geobot. Inst. ETH*, **64**, 47–61.
- Coops, H. and Van der Velde (1995) Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation.- *Freshwater Biology*, **34**, 13–20.
- Dannowski, R., Dietrich, O. und Tauschke, R. (1999) Wasserhaushalt einer vernässen Niedermoorfläche in Nordost-Brandenburg.- *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, in diesem Heft.
- Dietrich, O., Dannowski, R., Tauschke, R., Stornowski, K. und Leschke, V (1999) Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau. - *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, in diesem Heft.
- Egler, F. E. (1954) Vegetation science concepts I: Initial floristic composition, a factor of old field vegetation development.- *Vegetatio* **4**, 412–417.
- Ekstam, B. (1995) Seed regeneration of *Phragmites australis* and *Typha latifolia*.- *Kieler Notizen* **23**, Vol. 15.
- Freese, E. und Müller, J. (1996) Floristische Vedränderungen in Wassergreiskrautwiesen des mittleren Ostetals: Ein mehrdimensional-dynamischer Erklärungsansatz.- *Abh. Naturwiss. Ver. Bremen*, **43**(2), 449–470.

- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoors.- *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, in diesem Heft.
- Granéli, W. (1984) Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel as an energy source in Sweden.- *Biomass*, **4**, 183–208.
- Güsewell, S. und Klötzli, F. (1997) Measuring the abundance of *Phragmites communis* TRIN. in wet meadows - a methodological investigation.- *Bull. Geobot. Inst. ETH*, **63**, 11–24.
- Harter, A. und Luthardt, V. (1997) Revitalisierungsversuche in zwei degradierten Niedermooren in Brandenburg - Eine Fallstudie zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung.- *Telma*, **27**, 147–169.
- Haslam, S. (1971) Community regulation in *Phragmites communis*. II. Mixed stands.- *J. Ecol.*, **59**, 75–88.
- Haslam, S. (1970) The development of the annual population in *Phragmites communis* Trin.- *Ann. Bot.*, **34**, 571–591.
- Hawke, C. J. und José, D. V. (1996). Reedbed Management for commercial and wildlife interests.- Publ. by the Royal Soc. for the Protection of Birds. London.
- Hellberg, F. und Kundel, W. (1995) Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation.- *NNA-Ber.*, **2**, 222–34.
- Hellberg, F. (1995) Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung. Vegetationsökologische Untersuchungen in nordwest-deutschen Überflutungspoldern.- *Diss. bot.*, Vol. 243.
- Karsch, M. und Christoffersen, E. (1990) Das Förderprogramm "Hilfe für den privaten Röhrichschutz" des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz in Berlin (West).- In: Sukopp, H., Krauss, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, **71**, 223–242.
- Kleinschmidt, C. und Rosenthal, G. (1995) Samenbankpotential und Diasporenverdriftung in überschwemmten Feuchtwiesen.- *Kieler Notizen*, **23**, 40–44.
- Koppitz, H., Kühl, H., Geißler, K. und Kohl, J.-G. (1999) Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfkclone (*Phragmites australis*). I. Saisonale Entwicklung der Bestandesstruktur, Halmmorphologie und Produktivität.- *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, in diesem Heft.
- Koppitz, H., Kühl, H., Hesse, K. und Kohl, J.-G. (1997) Some aspects of the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel for the development of reed stands.- *Bot. Act.*, **110**(3), 217–223.
- Koska, I., Clausnitzer, U., Müller, A., Roth, S., Succow, M. und Timmermann, T. (1999) Vegetationsformen naturnaher Moore.- In: Succow, M., Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart, im Druck.
- Kovacs, M. (1990) Zusammenfassende Wertung der Ursachen des Schilfsterebens in Ungarn.- In: Sukopp, H. und Krauss, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, **71**, 49–57.
- Lenschow, U. (1997) Landschaftsökologische Grundlagen und Ziele zum Moorschutz in Mecklenburg-Vorpommern.- Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Polykopie, S. 72.
- Luther, H. (1950) Beobachtungen über die fruktifikative Vermehrung von *Phragmites communis* TRIN.- *Acta Bot. Fenn.*, **46**, 1–18.
- Maas, D. and Schopp-Guth, A. (1995) Seed banks in fen areas and their potential use in restoration ecology.- In: Wheeler, B., Shaw, S. C., Fojt, W. J. und Robertson, R. A. (Hrsg.): *Restoration of temperate wetlands*. London. S. 189–206.
- McDonald, A. W., Bakker, J. P. und Vegelin, K. (1996) Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood meadows.- *J. Vegetation Science*, **7**, 157–164.

- Müller, A. (1998) Vegetationsskundliche Untersuchungen auf stark entässertem Niedermoor unter Einbeziehung standörtlicher Parameter.- *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, **37**, 1–32.
- Neuhaus, D., Kühl, H., Kohl, J.-G., Dörfel, P. and Börner, T. (1993) Investigation on the genetic diversity of *Phragmites* stands using genomic fingerprinting.- *Aquatic Botany*, **45**, 357–364.
- Ostendorf, W. Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld?- In: Sukopp, H., Krauss M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, **71**, 121–140.
- Pfadenhauer, J. und Maas, D. (1987) Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität.- *Flora*, **179**, 85–97.
- Pfadenhauer, J., Poschod, P. und Buchwald, R. (1986) Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1. Methodik für Anlage und Aufnahme.- *Ber. ANL (Laufen)*, **10**, 41–60.
- Sauerbrey, R. und Lehrkamp, H. (1994) Der Einfluß von Melioration und Nutzung auf die Bodenentwicklung einer Niedermoorfläche im Randow-Welse-Bruch (Land Brandenburg).- Ökologische Hefte der landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät Berlin, **1**, 25–30.
- Schäfer, A. (1999) Schilfrohrkultur auf Niedermoor - Rentabilität des Anbaus und der Ernte von *Phragmites australis*.- *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, in diesem Heft.
- Schopp-Guth, A. (1997) Diasporenpotential intensiv genutzter Niedermoorböden Nordostdeutschlands - Chancen für die Renaturierung?- *Z. Ökologie u. Naturschutz*, **6**, 97–109.
- Schulz-Sternberg und Zeitz, J. (1997) Entscheidungsmatrix als Handlungshilfe für die Erhaltung und Wiederherstellung von Bodenfunktionen in Niedermooren.- *Fachbeiträge des Landsamweltamtes Brandenburg*, **27**, 62 u. Anlagen.
- Schütz, W. (1995) Seed bank oder Sofortkeimung?- *Zur Keimungsökologie der Gattung Carex.*, *Kieler Notizen* **23**, 56–58.
- Succow, M. (1988) Landschaftsökologische Moorkunde.- Berlin.
- Succow, M. (1999) Probleme und Perspektiven einer Niedermoornutzung.- *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung*, in diesem Heft.
- Thompson, K., Bakker J. und Bekker, R. (1997) The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity.- University Press, Cambridge.
- Tobler, F. (1943) Stengelbau, Festigkeits- und Verwertungsunterschiede beim Schilfrohr (*Phragmites communis* TRIN.).- *Angew. Bot.*, **25**, 165–177.
- Uchtmann, H. und Rosenthal, G. (1996) Vegetations- und standörtliche Untersuchungen in Feuchtwiesenbrachen.- *Bremer Beitr. f. Naturkunde u. Natursch.*, **1**, 143–149.
- Van Diggelen, R. (1998) Moving gradients. Assessing restoration perspectives of degraded brook valleys.- Diss. Universität Groningen, 183 S.
- Véber, K. (1978) Propagation, cultivation and exploitation of Common Reed in Czechoslovakia.- In: Dykyjova, D. und Kvet, J. (Hrsg.): Pond Littoral Ecosystems. *Structure and Functioning. Ecological Studies*, **28**, 464.
- Vegelin, K., Van Diggelen, R., Verweij, G. und Heinicke, T. (1998) Wind dispersal of a species-rich fen-meadow (*Polygono-Cirsietum oleracei*) in relation to the restoration perspectives of degraded valley fens.- In: Cooper, A., Power, J. (Hrsg.): Species dispersal and land use processes. *Proc. 6th annual conference International Association for Landscape Ecology (IALE, UK)*, **S. 85–92**.
- Weisner, S. und Ekstam, B. (1993) Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily exposed bottoms - implications for the colonization of lake beds.- *Aquatic Bot.* **45**, 107–118.
- Weisner, S., Granéli, W. und Ekstam, B. (1993) Influence of submergence of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*.- *Freshwater biology*, **29**, 371–375.

VERGLEICH DER ENTWICKLUNG VERSCHIEDENER AUF EINEM WIEDERVERNÄSSTEN NIEDERMOOR ETABLIERTER SCHILFKLONE (*PHRAGMITES AUSTRALIS*) I. SAISONALE ENTWICKLUNG DER BESTANDESSTRUKTUR, HALMMORPHOLOGIE UND PRODUKTIVITÄT

**HEIKE KOPPITZ*, HARALD KÜHL, RALF HENZE,
KATJA GEISSLER, ANNETT EITNER
und JOHANNES-GÜNTER KOHL**

*Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Biologie/Ökologie,
Unter den Linden 6, D-10099 Berlin
Sitz: Luisenstr. 53, D-10117 Berlin*

(Eingegangen 2. März 1999; Angenommen 5. März 1999)

Eine degradierte Niedermoorfläche in Biesenbrow/Uckermark wurde 1996 und 1997 mit Schilf (*Phragmites australis*) bepflanzt, um zu untersuchen, inwieweit eine Renaturierung durch Schilfanpflanzung realisierbar ist. Hierbei sollten die Bedingungen für eine erfolgreiche Etablierung von Schilf, sowie die Entwicklung und die Eignung unterschiedlicher Schilfkclone geprüft werden. Wichtig für eine erfolgreiche Etablierung von Schilfpflanzungen war die Realisierung einer guten Wasserversorgung zur Optimierung der Wachstumsbedingungen und der Ausbreitung des Schilfes sowie zur Unterdrückung von Konkurrenten. Unter vergleichbaren Bedingungen wird eine Pflanzdichte von 1 Pflanze pro m² für eine erfolgreiche Bestockung mit Schilf als ausreichend angesehen. Die einzelnen Klone unterschieden sich bei vergleichbaren Standortbedingungen in ihrer Morphologie und Bestandesdynamik sowie in ihrer Produktivität voneinander. Einige Klone realisierten ihre oberirdische Biomasse in allen Versuchsfeldern über große Halmlängen und Blattflächen aber geringe Halmdichten,

*Corresponding author. Tel.: +49 30 20936527, Fax: +49 30 20936530, e-mail: Heike = Koppitz@rz.hu-berlin.de

andere über hohe Halmdichten aber kleinere Halme und kleinere Blattflächen. Hier scheint sich die Ausgangshypothese - der Einfluß genetisch determinierter Unterschiede in Wachstum, Bestandsstruktur und Ressourcennutzung auf die Eigenschaften und das Ausbreitungsverhalten der verwendeten Schilfklone - zu bestätigen.

Schlüsselwörter: Niedermoorrenaturierung; *Phragmites australis*; Schilfklone; Schilffetablierung

Comparison of the Development of Different Reed Clones (*Phragmites australis*) Established at a Reflooded Fen Area

I. Seasonal Development of Stand Structure, Culmmorphology and Productivity

In 1996 and 1997 a degraded fen area in Biesenbrow / Uckermark was planted with reed (*Phragmites australis*) to determine the practicability of site restoring by reed planting. This was accomplished by determining the conditions necessary for the successful establishment of reed, and by tracking growth and development of different reed clones. Important for the successful establishment of reed is an adequate water supply. This optimises reed growth and represses competing weeds. Under these conditions a planting density of 1 plant per m² is sufficient. The individual reed clones differ in their morphology, stand dynamics and productivity, even when planted under comparable site conditions. Some clones realised their above ground biomass in all test fields by large culms and high leaf area, others *via* high shoot densities but small culms and low leaf area. Here, the starting hypothesis - the influence of genetically determined differences in growth, stand structure and resource exploitation on the features and the spreading of the clones - seems to be confirmed.

Keywords: Fen restoration; *Phragmites australis*; reed clones; reed cultivation

1. EINLEITUNG

Das Gemeine Schilf (*Phragmites australis*) gehört im mitteleuropäischen Raum zu den Arten mit der höchsten Biomasseproduktion. Für verschiedene Standorte in Brandenburg wurde eine oberirdische Biomasseproduktion von 300 kg Trockenmasse/ha.a (nährstoffarme Standorte) bis 20 t Trockenmasse/ha.a (nährstoffreiche Standorte) ermittelt (vgl. Kühl und Kohl, 1992). Schilf ist nicht nur von ökologischer Bedeutung, beispielsweise als wertvoller Lebensraum für unterschiedliche Pflanzen- und Tierarten (Rodewald-Rudescu, 1974; Ostendorp, 1993), sondern es sind auch eine Vielzahl wirtschaftlicher Einsatzmöglichkeiten bekannt: u. a. in der Bauindustrie - für Putzträger, Schilfmatten, Schilfdächer, als Material für Leichtbau-

platten und zur Wärmeisolierung, in der Papierindustrie, in der Verpackungsindustrie als voll abbaubarer Rohstoff, als Frost- und Windschutz (Rodewald-Rudescu, 1974). Ebenso wird die Nutzung von Schilf als Energiequelle (Björk and Graneli, 1978; Graneli, 1984; Ripl and Feibicke, 1992) als Biogaslieferant diskutiert und Schilf in Pflanzenkläranlagen eingesetzt (Hofmann, 1986; Cooper and Green, 1995; Haberl *et al.*, 1995).

Im Rahmen eines Verbundprojektes sollte untersucht werden, inwieweit die Renaturierung degradierter Niedermoore durch die großflächige Etablierung von Landröhrichten realisierbar ist. Darüber hinaus soll später geprüft werden, ob diese Flächen zur Nachklärung kommunaler Abwässer geeignet sind. Hierbei sollten auf der einen Seite die Bedingungen für Schilfanpflanzungen in wiedervernässten Niedermooren, die Entwicklung der neu etablierten Röhrichte sowie die Eignung unterschiedlicher Schilfklone zur Nutzung als nachwachsender Rohstoff geprüft und auf der anderen Seite die Entwicklung der durch die Röhrichte dominierten Lebensräume untersucht werden.

Die Erfolge bei der Anpflanzung von Schilf (z. B. zur Wiederbesiedlung von Seeufern, in Pflanzenkläranlagen) sind unterschiedlich. Hauptprobleme liegen in der Auswahl ungünstiger Standorte, im verstärkten Einfluß von Konsumenten, mechanische Wirkungen und auch im Einsatz von ungeeignetem Pflanzenmaterial. Dabei muß das Vorkommen von natürlichen Schilfbeständen mit teilweise geringer genetischer Variabilität, die als Folge spezieller Besiedlungsstrategien des Schilfes mit dem Ergebnis der Durchsetzung von bestimmten, an die konkreten Standortbedingungen am besten angepaßten Genotypen, entstanden sein dürften (Kühl und Neuhaus, 1993; Koppitz *et al.*, 1997; Koppitz, 1999), in Betracht gezogen werden. Bei Schilfanpflanzungen an Berliner Gewässern konnte erstmals gezeigt werden, daß sich die Merkmale der Schilfklone unterschiedlicher Herkunft in der Phase der Etablierung auf verschiedenen Flächen in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb enger, klonspezifischer Amplituden bewegen, die nicht nur auf unterschiedliche Standortbedingungen, sondern auch auf genotypische Unterschiede zurückzuführen sind (Kühl, 1999). Deshalb sollte geprüft werden, nach welchen Kriterien die Auswahl von Schilfklonen, entsprechend den auf degradierten Niedermooren vorherrschenden Standortbedingungen und den für die

Schilfnutzung erwünschten phänotypischen Charakteristika getroffen werden kann.

2. MATERIAL UND METHODEN

Für die Anpflanzung auf der Pilotfläche in Biesenbrow/Uckermark wurden verschiedene Schilfklone von vergleichbaren Standorten aus der Umgebung (Greiff A, Greiff B, Greiff C, Greiff D, Landin) und weitere Klone, mit denen bei früheren Pflanzungen gute Erfolge erzielt werden konnten (Sedd1, Mueggk, PAR1, Ries, Rum) (Kühl, 1997), ausgewählt und meristematisch vermehrt (Fa. TINTPLANT, Klein Wanzleben). Von Ende Juni bis Ende August 1996 erfolgte die erste Auspflanzung von 25 000 Pflanzen auf den einen Teil der Pilotfläche in Biesenbrow (Überstauffläche). Die zweite Pflanzung (25 000 Pflanzen) erfolgt im Zeitraum Mai/Juni 1997 auf dem anderen Teil (Überrieselungsfläche). Zwei Wochen zuvor war das Feld 30 cm tief umgebrochen und einige Tage vor Pflanzbeginn geggt und gescheibt worden, da der Boden möglichst vegetationsfrei sein sollte. Die Pflanzen wurden auf der Fläche mit verschiedenen Pflanzdichten (1, 4 oder 10 Pflanzen pro m²) und verschiedenen Anordnungen der Klone zueinander ausgebracht (Abb. 1). Die einzelnen Klone wurden kontinuierlich in ihrem Wachstums- und Ausbreitungsverhalten und in ihrer Produktivität charakterisiert und die ermittelten Parameter mit denen der Klone am Originalstandort verglichen.

Dazu wurde folgendes Untersuchungsprogramm durchgeführt:

- Überprüfung der Qualität der Jungpflanzen (mittlere Halmlängen, Anzahl der Halme pro Topf, Durchwurzelung des Topfes, allgemeines Erscheinungsbild der Pflanzen bei Anlieferung,
- Ermittlung der Ausfallraten,
- monatliche Untersuchungen zur Entwicklung von Halmlängen (Mittelwert aus 100 Halmen), Halmdichten (lebende Halme pro m², in festen Transekten), Halmdurchmesser, Anzahl der Blätter und Internodien pro Halm, Blattflächen (nach Ondok, 1968), Frischmasse, Trockenmasse, Blattflächenindex, unterirdische und oberirdische Bestandesbiomasse (nach Kühl and Kohl, 1992),
- Ermittlung des Schädlingsbefalls und der Fertilität,

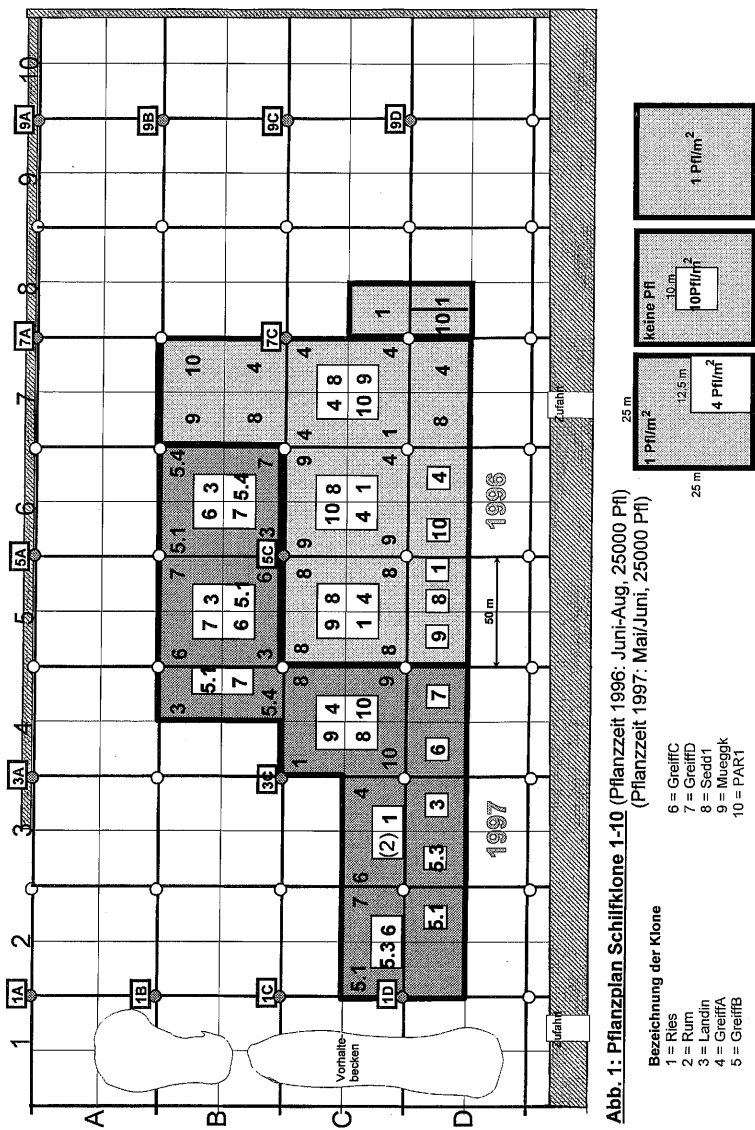


ABBILDUNG 1 Pflanzplan Schiffklone 1-10.
FIGURE 1 Planting design reed clones 1-10.

- Untersuchung des Ausbreitungsverhaltens der einzelnen Klone,
- genetische Charakterisierung (PCR-Methode, Koppitz *et al.*, 1997).

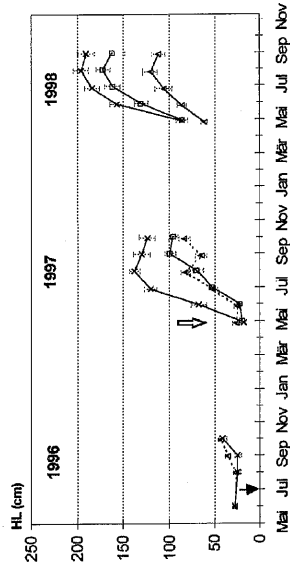
3. ERGEBNISSE

3.1. Bestandesdynamik und Morphologie der Schilfklone

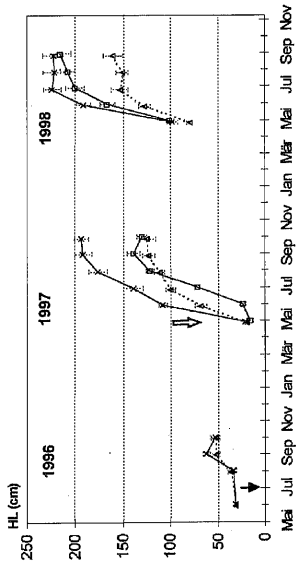
Einen Vergleich der Bestandesdynamiken der verschiedenen 1996 und 1997 auf der Pilotfläche Biesenbrow gepflanzten *Phragmites*-Klone geben die Abbildungen 2 bis 5 wieder. In Abbildungen 2 und 3 ist die Entwicklung der mittleren Halmlängen bzw. Halmdichten der Klone Mueggk, Sedd1, GreiffA und Ries in verschiedenen Feldern (auch verschiedene Feuchteestufen, vergl. Abb. 1) mit einer Pflanzdichte von 4 Pflanzen pro m² der Pflanzungen 1996 und 1997 in den Vegetationsperioden 1996–98 dargestellt. Bei beiden Pflanzungen war bereits einen Monat nach Auspflanzung der meristematisch vermehrten Jungpflanzen ein deutlicher Zuwachs an Sprossen zu verzeichnen. Erkennbar ist der Unterschied der mittleren Halmlängen der einzelnen Klone; so erreichte der Klon Sedd1 jeweils höhere durchschnittliche Halmlängen als beispielsweise der Klon Mueggk. Alle Klone zeigten sowohl 1997 als auch 1998 einen deutlichen Längenzuwachs, der auf nassen Feldern jedoch stärker war, als auf den trockeneren. Die Pflanzung 1997, die in relativ kurzem Zeitraum mit anschließend sofortiger Erhöhung des Wasserstandes auf der Fläche erfolgte, zeigte deutlich bessere Wachstumsleistungen als die Pflanzung 1996. Die Schilfpflanzen erreichten bereits im Jahr ihrer Auspflanzung ähnliche Halmlängen wie die bereits 1996 gepflanzten (Abb. 2 viereckige Symbole, Abb. 4).

Die mittleren Halmdichten (Abb. 3) waren bei den Pflanzungen von 1997 sogar teilweise höher als bei den bereits ein Jahr länger auf der Fläche stehenden Klonen. Die höchsten Halmdichten erreichte der Klon Mueggk. So waren 1997 bei dem Klon Mueggk-97 bei einer Pflanzdichte von 4/m² durchschnittlich 500 Halme pro m² zu zählen, bei Mueggk-96 bis zu 500 Halme pro m² im nassen Feld, aber nur 125 Halme pro m² im trockenen Feld. Die anderen Klone hatten weit niedrigere Halmdichten. Die mittleren Halmdichten blieben auch 1998 in ähnlichen Größenordnungen. Alle Klone hatten die höchsten

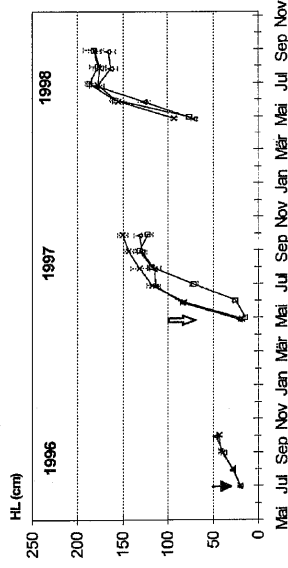
Klon Mügg (Klon 9) - Pflanzdichte 4



Klon Sedd (Klon 8) - Pflanzdichte 4



Klon Greif A (Klon 4) - Pflanzdichte 4



Klon Ries (Klon 1) - Pflanzdichte 4

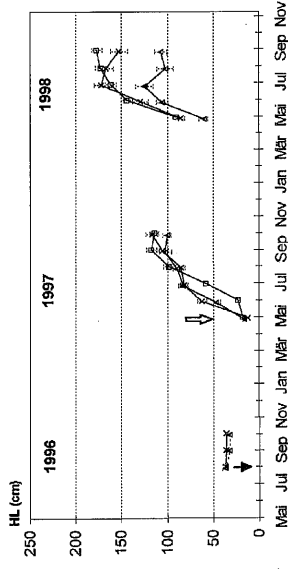
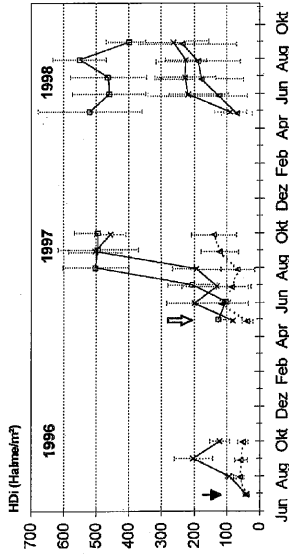
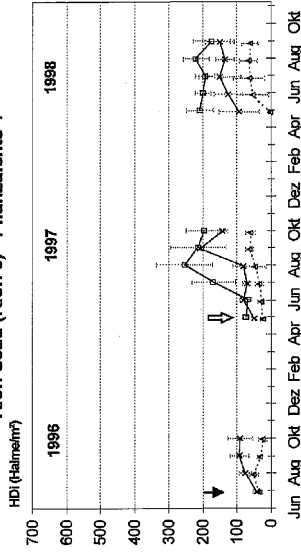


ABBILDUNG 2 Entwicklung der mittleren Hahnlängen (HL) der *Phragmites*-Klone Müggk, Sedd, GreifA und Ries in den Vegetationsperioden 1996, 1997 und 1998. ▲ Pflanzung 1996, Feld a; x Pflanzung 1996, Feld b; □ Pflanzung 1997; — Ende der Pflanzarbeiten 1996, 1997, Konfidenzintervall; $p = 0.05$.
 FIGURE 2 Development of mean shoot lengths (HL) of *Phragmites*-clones Müggk, Sedd, GreifA and Ries in the vegetation periods of 1996, 1997 and 1998. ▲ plantation 1996, field a; x plantation 1996, field b; □ plantation 1997; — development of HL at a water level mainly below ground; — development of HL at a water level mainly above ground; $\updownarrow$ = end of planting 1996, 1997, confidence interval: $p = 0.05$.

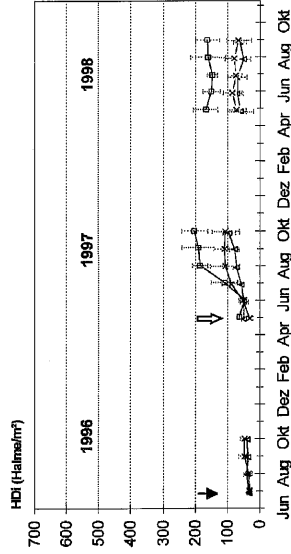
Klon Mügg (Klon 9) - Pflanzdichte 4



Klon Sedd (Klon 8) - Pflanzdichte 4



Klon Greif A (Klon 4) - Pflanzdichte 4



Klon Ries (Klon 1) - Pflanzdichte 4

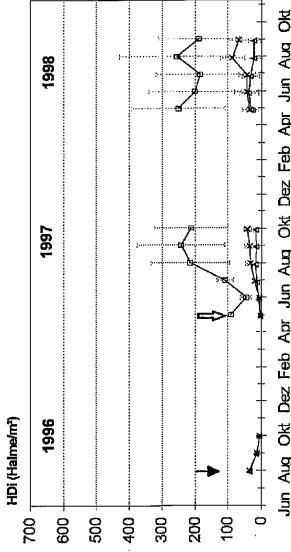


ABBILDUNG 3 Entwicklung der mittleren Halmlichkeiten (HDI) der *Phragmites*-Klone Müggk, Sedd, GreifA und Ries in den Vegetationsperioden 1996, 1997 und 1998. ▲ Pflanzung 1996, Feld a; x Pflanzung 1997; □ Pflanzung 1998; — Entwicklung der HDI bei Wasserstand vorwiegend über Flur; - - - - - Entwicklung der HDI bei Wasserstand vorwiegend unter Flur; ↓↓ = Ende der Pflanzarbeiten 1996, 1997, Konfidenzintervall: $p = 0,05$.

FIGURE 3 Development of mean shoot densities (HDI) of *Phragmites*-clones Müggk, Sedd, GreifA and Ries in the vegetation periods of 1996, 1997 and 1998. ▲ plantation 1996, field a; x plantation 1997; □ plantation 1998; — development of HDI at a water level mainly above ground; - - - - - development of HDI at a water level mainly below ground; ↓↓ = end of planting 1996, 1997, confidence interval: $p = 0,05$.

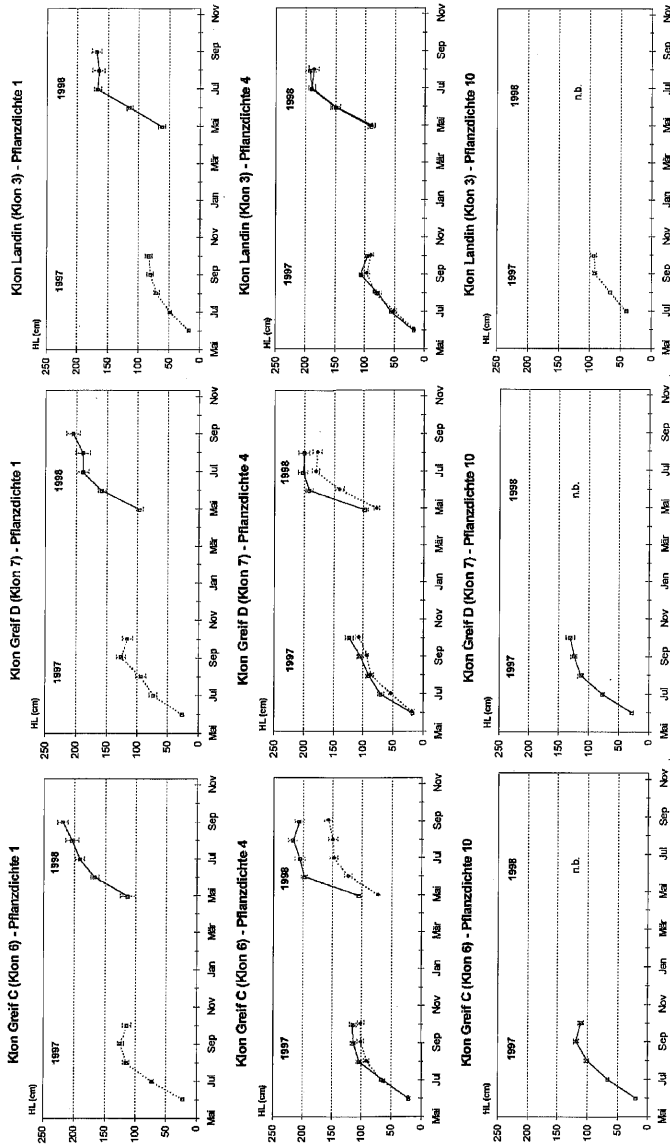


ABBILDUNG 4 Entwicklung der mittleren Halmlängen (HL) der *Phragmites*-Klone Greif C, Greif D und Landin in den Vegetationsperioden 1997 und 1998. □ Pflanzung 1997, Feld a; ○ Pflanzung 1997, Feld b; — Entwicklung der HL bei Wasserstand vorwiegend unter Flur; n.b.: nicht bestimmt, Konfidenzintervall: $p = 0,05$.
 FIGURE 4 Development of mean shoot lengths (HL) of *Phragmites*-clones Greif C, Greif D and Landin in the vegetation periods of 1997 and 1998. □ plantation 1997, field a; ○ plantation 1997, field b; — development of HL at a water level mainly below ground; - - - - - development of HL at a water level mainly above ground; n.b.: not determined, confidence interval: $p = 0,05$.

Dichten auf Feldern der Pflanzung von 1997, gefolgt von nassen Feldern der Pflanzung 1996 und deutlich niedrigeren Dichten in trockneren Feldern.

Ein weiterer Schwerpunkt bestand in der Untersuchung des Einflusses der Pflanzdichten auf die Entwicklung der Bestandesstruktur. Es sollte eine effektive Pflanzdichte für eine erfolgreiche Besiedlung der Fläche mit Schilf gefunden werden. Verglichen wurde hierzu die Bestandesdynamik der einzelnen Schilfklone bei Pflanzdichten von 10, 4, und 1 Pflanze pro m^2 . Am Beispiel der 1997 gepflanzten Klone GreiffC-97, GreiffD-97 und Landin-97 sind in Abb. 4 und 5 die gewonnenen Resultate dargestellt. Die Halmlängen sind in den Feldern verschiedener Pflanzdichte für jeweils die einzelnen Klone annähernd gleich. Beim Vergleich der mittleren Halmdichten der Felder unterschiedlicher Pflanzdichte wird jedoch deutlich, daß in den Feldern höherer Pflanzdichte im Verhältnis zu der Anzahl der Ausgangspflanzen weniger neue Halme geschoben wurden (Abb. 5). Eine Verzehnfachung der Pflanzenzahl pro m^2 führt keinesfalls zur Verzehnfachung der Halmdichten. Ebenso ist die Anzahl der Schilfhalme bei einer Ausgangspflanzdichte von 4 Pflanzen pro m^2 nicht signifikant verschieden von der bei einer Ausgangspflanzdichte von $1/\text{m}^2$. Vielmehr ergeben sich auch hier die schon gezeigten Unterschiede bei unterschiedlicher Wasserversorgung der Felder. Es zeigt sich also, daß unter diesen Bedingungen hohe Pflanzdichten nicht effizient sind. Es sollte jedoch gewährleistet werden, daß die Fläche optimal mit Wasser versorgt wird.

Die einzelnen Klone unterscheiden sich deutlich in ihrer Morphologie. Offensichtliche Unterschiede heben sich bei der Betrachtung der durchschnittlichen Blattflächen je Pflanze heraus (Tab. I).

Da die mittlere Anzahl der Blätter pro Halm der verschiedenen Klone nicht stark variiert, ergeben sich die Differenzen folglich hauptsächlich aus der Blattmorphologie der Klone.

Unter Einbeziehung der mittleren Halmdichten pro m^2 können die mittleren Blattflächen pro m^2 (Blattflächenindices BFI) verglichen werden. Die Daten für 1998 sind Abbildung 6c zu entnehmen. Gegenübergestellt wurden nur Daten aus Feldern mit guter Wasserversorgung. Trotz gleicher Standortbedingungen (vgl. auch Gensior and Zeitz, 1999) unterscheiden sich die Blattflächenindices der Klone signifikant. Sie reichen von $3,7 \text{ m}^2/\text{m}^2$ (Klon PAR1-97) bis maximal

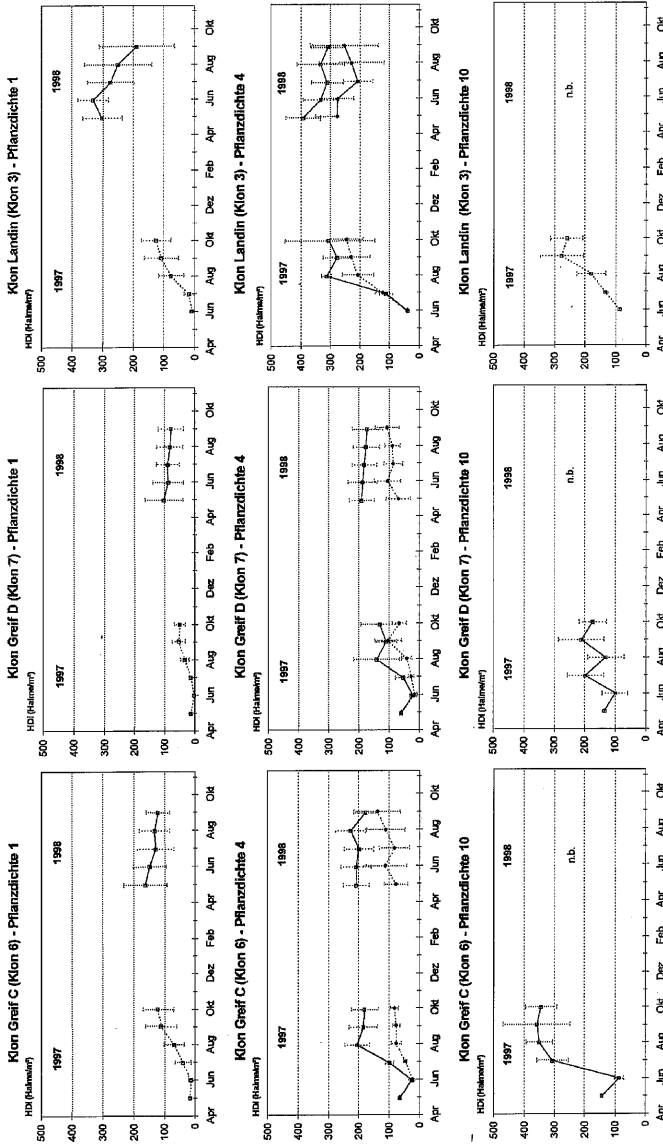


ABBILDUNG 5 Entwicklung der mittleren Halmdichten (HDI) der *Phragmites*-Klone Greif C, Greif D und Landin in den Vegetationsperioden 1997 und 1998. □ Pflanzung 1997, Feld a; ◊ Pflanzung 1997, Feld b; — Entwicklung der HDI bei Wasserstand vorwiegend über Flur; n.b.: nicht bestimmt, Konfidenzintervall: $p = 0,05$.
 FIGURE 5 Development of mean shoot densities (HDI) of *Phragmites*-clones Greif C, Greif D and Landin in the vegetation periods of 1997 and 1998. □ plantation 1997, field a; ◊ plantation 1997, field b; — development of HDI at a water level mainly below ground; n.b.: not determined, confidence interval: $p = 0,05$.

TABELLE I Vergleich der mittleren Blattanzahlen und Blattflächen pro Halm der verschiedenen Klone auf der Pflanzung Biesenbrow (Pflanzjahr 1997) im September 1998 ($n = 10$, Konfidenzintervalle für $p = 0,05$)

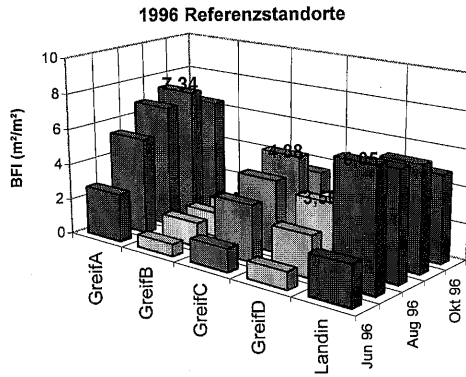
TABLE I Comparison of mean numbers of leaves and leaf area per culm of different clones at the plantation in Biesenbrow (1997) ($n = 10$, confidential intervals for $p = 0,05$)

<i>Klon</i>	<i>mittlere Blattanzahl pro Halm</i>	<i>Mittlere Blattfläche pro Halm (cm²)</i>
Greiff A	15,7 ($\pm 1,07$)	526 ($\pm 71,5$)
GreiffB	13,6 ($\pm 0,37$)	418 ($\pm 38,4$)
GreiffC	16,3 ($\pm 1,07$)	595 ($\pm 111,2$)
GreiffD	14,8 ($\pm 0,94$)	573 ($\pm 79,0$)
Landin	15,0 ($\pm 1,43$)	408 ($\pm 112,8$)
Mueggk	14,0 ($\pm 1,35$)	223 ($\pm 54,0$)
PARI	16,1 ($\pm 0,53$)	283 ($\pm 71,3$)
Ries	18,2 ($\pm 2,45$)	545 ($\pm 85,4$)
Sedd1	18,3 ($\pm 1,13$)	667 ($\pm 91,5$)

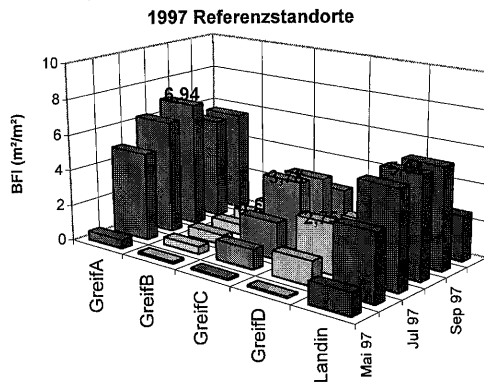
11,08 m²/m² (Klon GreiffB-97). Der Klon Mueggk-97, der durch sehr kleine Blattflächen charakterisiert ist, hat einen BFI von 10,8 m²/m². Das bedeutet, einige Klone realisieren ihre oberirdische Biomasse in allen Versuchsfeldern in Form großer Halmlängen und Blattflächen aber geringen Halmdichten, andere (z. B. Klon Mueggk) in hohen Halmdichten aber kleineren Halmen und kleineren Einzelblattflächen (vgl. Abb. 2 und 3). Stellt man den Daten die der Originalstandorte gegenüber, fällt auf, daß die Pflanzen in Biesenbrow durch höhere Blattflächen pro Bodenfläche gekennzeichnet sind (Abb. 6a und b). Zwar haben die Pflanzen der einzelnen Klone am Originalstandort deutlich höhere Blattflächen, jedoch sehr viel niedrigere Halmdichten, woraus dann folglich die niedrigeren Blattflächenindices resultieren.

3.2. Produktivität der Schilfklone

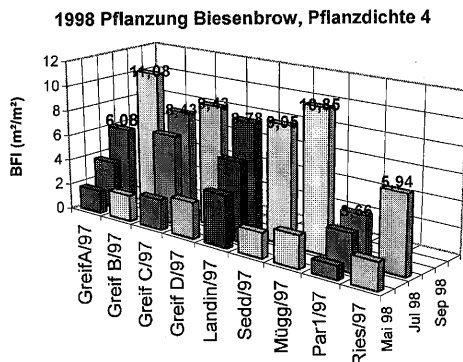
Zur Beschreibung der Produktivität eines Bestandes wird dessen Biomasse ermittelt. Die oberirdische Bestandesbiomasse (standing crop) ergibt sich aus der absoluten Trockenmasse der Lebendhalme per m² Bodenfläche. Um die zukünftig erntbare oberirdische Bestandesbiomasse abschätzen zu können, wurde diese Größe für die einzelnen Klone auf den Originalflächen in den Jahren 1995–97 ermittelt. Die Daten für 1996 und 1997 sind in Abbildung 7 dargestellt.



a



b



c

ABBILDUNG 6 Saisonale Entwicklung der Blattflächenindizes (BFI) von *Phragmites australis*. a und b: auf den Referenzstandorten und c: auf der Pflanzung Biesenbrow (Pflanztermin: 1997). Die angegebenen Datenwerte bezeichnen jeweils den Monat mit dem höchsten BFI.

FIGURE 6 Seasonal development of leaf area index (BFI) of *Phragmites australis*. a and b: at the reference sites and c: at the plantation Biesenbrow (planting: 1997). data refers to the months with max. BFI.

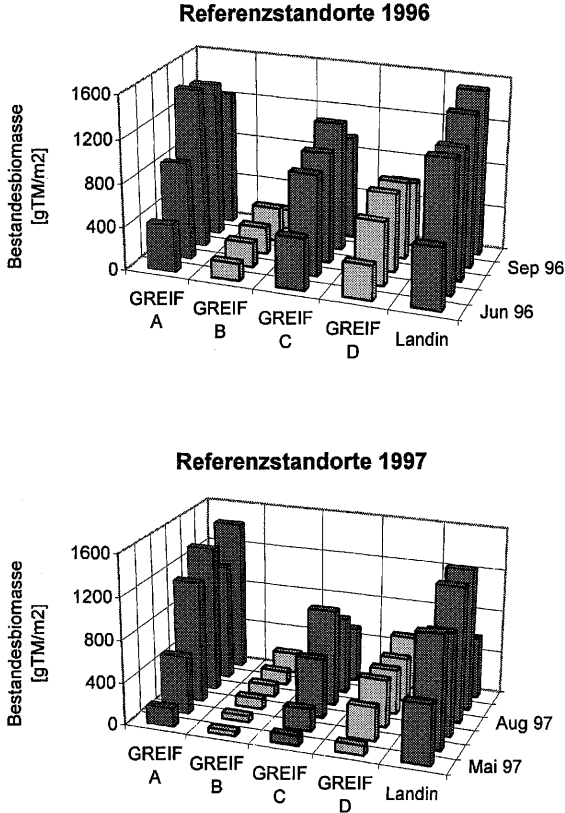


ABBILDUNG 7 Saisonale Entwicklung der Bestandesbiomassen von *Phragmites australis* 1996 und 1997 an den Originalstandorten GreifA, GreifB, GreifC, GreifD und Landin.

FIGURE 7 Seasonal development of standing crop (BFI) of *Phragmites australis* in 1996 and 1997 at the reference sites GreifA, GreifB, GreifC, GreifD and Landin.

Die Produktivität der Originalbestände war, wie auch die Morphometrie der Klone, sehr unterschiedlich. GreifA und Landin zeigten in beiden Jahren die höchste Produktivität (ca. 1400 gTM/m²), was in erster Linie auf die hohen Halmdichten dieser Bestände zurückzuführen war und auch mit den gefundenen größten Blattflächenindizes übereinstimmt (Abb. 6). Besonders niedrig war die Produktivität des natürlichen Bestandes GreifB, der eine Biomasse von maximal 300 gTM/m² bildete. Ein Vergleich der Biomassen der beiden Jahre

weist auf 1996 als das produktivere von beiden (hier waren die Halmdichten jeweils höher); das Verhältnis der Bestände zueinander bleibt jedoch gleich. Die Jahresdynamik der Biomasseentwicklung einiger Klone in verschiedenen Feldern auf der Pflanzfläche Biesenbrow sind in Abbildung 8 für 1997 und Abbildung 9 für 1998 wiedergegeben. Die ungünstigen Pflanzbedingungen des Klones Ries-96 (Vergilben durch zeitweilig schlechte Wasserversorgung der Töpfe vor dem Pflanzen und Pflanzung erst Ende August) schlägt sich in einer sehr geringen Biomasse nieder (Abb. 8). 1997 waren zwar noch Unterschiede in der Biomasseproduktion bei den verschiedenen Pflanzdichten erkennbar, jedoch die Felder begannen schon sich einander anzugleichen. So lag 1997 die Biomasse für das nasse Feld GreiffA-96 Pflanzdichte 1 mit ca. 900 g TM/m^2 sogar schon über dem des vergleichbaren Feldes der Pflanzdichte 4. Eine reduzierte Wasserversorgung spiegelt sich - wie bereits bei der Halmlängen- und Halmdichtenentwicklung gezeigt - auch in einer eingeschränkten Biomasseproduktion wider. Im Jahr 1997 waren die oberirdischen Biomassen auf der Pflanzung noch unter denen der Referenzstandorte, nach einer weiteren Zunahme 1998 übertrafen sie deren Werte jedoch (Abb. 9).

Während die oberirdischen Bestandesbiomassen der gepflanzten Bestände denen der natürlichen Bestände bereits 1997 sehr nahe kamen, traten große Unterschiede bei der gebildeten unterirdischen Biomasse auf (Abb. 10). Beim natürlichen Bestand GreiffA wurden pro m^2 in der Schicht von 0–20 cm mehr als 1 kg Trockenmasse (TM) an Wurzeln und Rhizomen, in 20–45 cm mehr als 1,4 kg, in 45–80 cm mehr als 1,5 kg, in 80–120 cm nahe 1 kg unterirdische Biomasse und noch in einer Tiefe von mehr als 1,20 m wurden Wurzeln und Rhizome gefunden. Den ca. 5 kg TM pro m^2 unterirdische Biomasse am natürlichen Standort GreiffA stehen im November 1997 nur etwa 0,5 kg TM bei dem 1996 in Biesenbrow gepflanzten Klon GreiffA-96 gegenüber. Dieselbe Größenordnung wurde im November 1997 für den Klon Sedd1-96 in Biesenbrow gefunden. Zum selben Zeitpunkt, jedoch nur etwa ein halbes Jahr nach seiner Pflanzung, hatte der Klon Sedd1-97 etwa 320 g TM/m^2 bei einer Pflanzdichte von 4 Pflanzen pro m^2 gebildet. Bei Einzelbulten dieses Klones wurde eine durchschnittliche unterirdische Biomasse von 40 g TM/m^2 ermittelt.

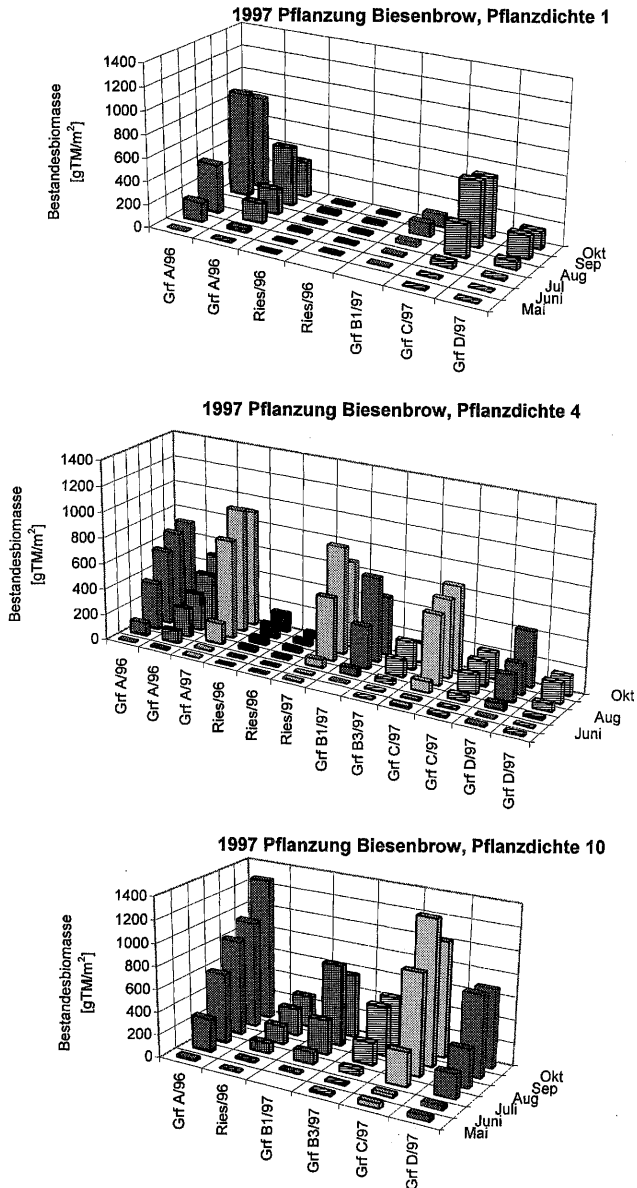


ABBILDUNG 8 Saisonale Entwicklung der Bestandesbiomassen ausgewählter Klone von *Phragmites australis* auf Feldern verschiedener Pflanzdichten und Feuchtestufen der Pflanzung Biesenbrow 1997; naß = ohne Muster, feucht = kariert, teilweise trocken = gestreift dargestellt.

FIGURE 8 Seasonal development of standing crop of selected clones of *Phragmites australis* in fields with different planting densities and different degrees of humidity at the plantation Biesenbrow 1997; wet = without pattern, humid = checked pattern, partly dry = striped.

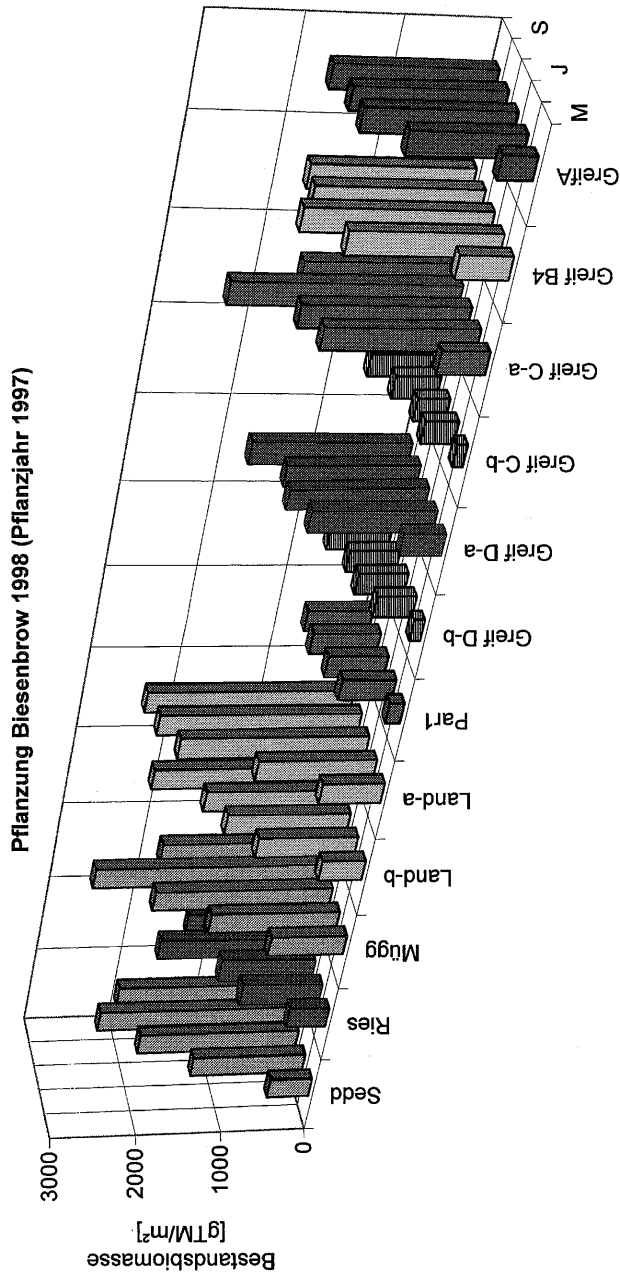
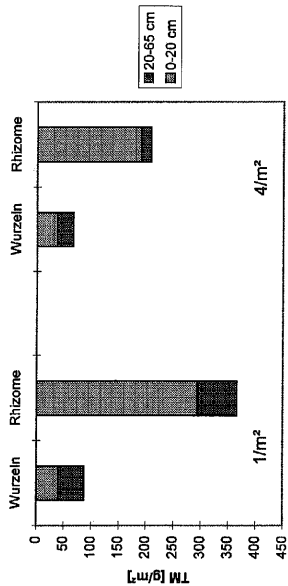


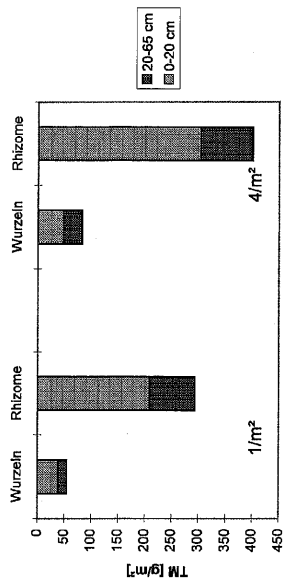
ABBILDUNG 9 Saisonale Entwicklung der Bestandesbiomassen ausgewählter Klone von *Phragmites australis* auf verschiedenen Feldern (a/b) der Pflanzdichte 4 auf der Pflanzung Biesenbrow 1998 bei verschiedenen Feuchtstufen; naß = ohne Muster, teilweise trocken = gestreift dargestellt.

FIGURE 9 Seasonal development of standing crop of selected clones of *Phragmites australis* in different fields (a/b) with a planting density of 4 at the plantation Biesenbrow 1998, wet = without pattern, partly dry = striped.

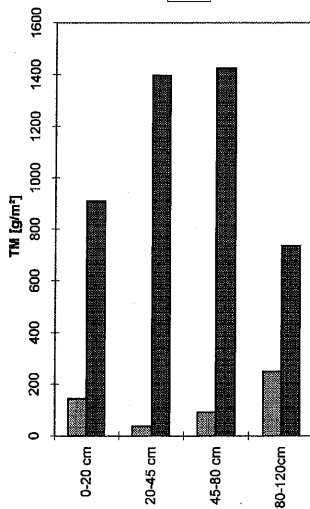
unterirdische Biomasse Greiff A / 96



unterirdische Biomasse Sedd 1 / 96



unterirdische Biomasse Greiff A / Referenz



unterirdische Biomasse Sedd 1 / 97

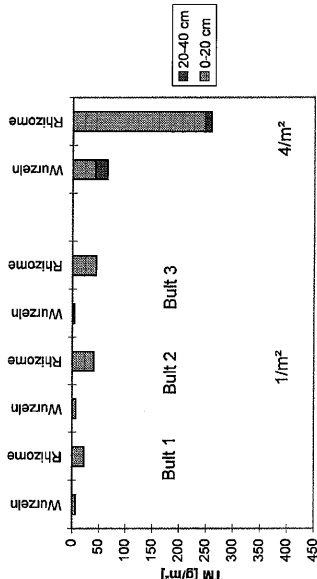


ABBILDUNG 10 Unterirdische Biomassen der Klone GreiffA und PAR1 bei verschiedenen Pflanzdichten im November 1997, ein halbes Jahr (Sedd1/97) bzw. 1 1/2 Jahre (Sedd1/96 und GreiffA/96) nach Pflanzung in Biesenbrow und im Vergleich zum Originalstandort (GreiffA/Referenz).
FIGURE 10 Below ground biomasses of clones GreiffA and PAR1 with different planting densities in November 1997, 1/2 year (Sedd1/97) and 1 1/2 year (Sedd1/96 and GreiffA/96), respectively, after planting in Biesenbrow and in comparison to the reference site (GreiffA/Referenz).

4. DISKUSSION

Die verschiedenen Schilfkclone wurden nach meristematischer Vermehrung in zwei Pflanzabschnitten erfolgreich auf der Versuchsfläche in verschiedenen Pflanzdichten ausgepflanzt. Es haben sich bereits dichte Schilfbestände entwickelt, wobei die einzelnen Klone sich jedoch deutlich in ihrer Morphologie unterscheiden. Mit Ausnahme des Klones Ries haben die Pflanzen Rispen ausgebildet. Die Pflanzen sind sehr vital. Neben einer deutlichen Zunahme der mittleren Halmlängen und Blattflächen stiegen auch die mittleren Halmdichten. Auffällig ist, daß bei allen Klonen sowohl die mittleren Halmlängen als auch die Halmdichten in den Feldern mit besserer Wasserversorgung größer sind.

Weiterhin wurden die produzierten oberirdischen Biomassen untersucht. Im Mittelpunkt der Untersuchungen zu diesem Schwerpunkt stand die Erfassung der physiologischen Voraussetzungen für eine hohe Produktivität und Stabilität der Schilfkclone. Auch hier wurde der fördernde Einfluß einer guten Wasserversorgung auf die Entwicklung der Schilfbestände deutlich. Während die oberirdischen Bestandesbiomassen der gepflanzten Bestände bereits denen am natürlichen Bestand ähneln oder diese bereits übertrafen, waren die gebildeten unterirdischen Biomassen noch um ein Vielfaches geringer. Das für ausgereifte Bestände beschriebene Verhältnis von oberirdischer zu unterirdischer Biomasse von etwa 1 : 2 (Woitke *et al.*, 1997) bzw. das für den Originalstandort GreiffA gefundene Verhältnis von 1 : 3,5 wird vermutlich erst in einigen Jahren erreicht sein. Bemerkenswert war jedoch, daß sich die Rhizome innerhalb eines halben Jahres schon sehr stark ausgebreitet hatten. Es wurden Rhizomlängen von mehr als 1,20 m (Radius vom gepflanzten Bult) gemessen, was für eine rasche Expansion der Schilfpflanzen über die Fläche spricht.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß für eine erfolgreiche Etablierung von Schilfpflanzungen die Realisierung einer guten Wasserversorgung zur Optimierung der Wachstumsbedingungen und der Ausbreitung des Schilfes sowie zur Unterdrückung von Konkurrenzarten wichtig ist (vgl. auch Haslam, 1973, Rodewald-Rodescu, 1974). Aus den gewonnen Ergebnissen lassen sich Empfehlungen für spätere Schilfpflanzungen unter ähnlichen Voraussetzungen ableiten: der Pflanztermin sollte nicht zu spät gewählt werden (möglichst bis Juli), damit Schwächungen des Pflanzmaterials im Verlauf der

Vegetationsperiode noch ausgeglichen werden können. Die Pflanzflächen sollten 10–30 cm überstaut werden, damit erstens die Pflanzen optimal mit Wasser versorgt und zweitens das neu gepflanzte Schilf einen Wettbewerbsvorteil gegenüber der Konkurrenzvegetation bekommt. Eine Pflanzdichte von 1 Pflanze pro m² wird für eine erfolgreiche Bestockung mit Schilf als ausreichend erachtet.

Die einzelnen Klone unterscheiden sich bei vergleichbaren Standortbedingungen in ihrer Morphologie und Bestandesdynamik sowie in ihrer Produktivität voneinander: einige Klone realisieren ihre oberirdische Biomasse in allen Versuchsfeldern in Form großer Halmlängen und Blattflächen aber geringen Halmdichten, andere in hohen Halmdichten aber kleineren Halmen und kleineren Einzelblattflächen. Die Pflanzen in Biesenbrow sind durch höhere Blattflächen pro Bodenfläche als die ihrer Originalstandorte gekennzeichnet. Die Pflanzen der einzelnen Klone am Originalstandort haben zwar deutlich höhere Blattflächen, jedoch sehr viel niedrigere Halmdichten, woraus dann folglich die niedrigeren Blattflächenindices resultieren. Es ist zu erwarten, daß in den nächsten Jahren hier eine Annäherung an die Bestandesstruktur der natürlichen Bestände erfolgt, d. h. die Blattflächen zunehmen und die Halmdichten abnehmen werden. Derartige Veränderungen in der Struktur der älter werdenden Bestände wurden auch an den Pflanzungen den Berliner Gewässern von 1995 beobachtet (Kühl, 1997).

Die morphologischen und produktionsbiologischen Unterschiede der einzelnen Schilfklone bei vergleichbaren Standortbedingungen scheinen die Ausgangshypothese - den Einfluß genetisch determinierter Unterschiede in Wachstum, Bestandesstruktur und Ressourcennutzung auf die Eigenschaften und das Ausbreitungsverhalten der verwendeten Schilfklone - zu bestätigen. Endgültige Aussagen zur Eignung der Klone für Pflanz- und Renaturierungsmaßnahmen und zur Verwendung als nachwachsender Rohstoff in unterschiedlichen Bereichen der Wirtschaft können jedoch erst nach der Herausbildung stabiler Bestandesstrukturen der gepflanzten Klone gemacht werden.

Danksagung

Diese Projekt wurde gefördert durch die "Deutsche Bundesstiftung Umwelt", Projekt-Nr. 06708. Wir möchten uns bei allen weiteren

Partnern dieses interdisziplinären Projektes: Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald/Botanisches Institut und Botanischer Garten/Lehrstuhl für Geobotanik und Landschaftsökologie und Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Humboldt-Universität zu Berlin/Institut für Pflanzenbauwissenschaften/Fachgebiet Ökologie der Ressourcennutzung, Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Wasser- und Bodenverband Welse, Agrar Union "Ehm Welk" GmbH Biesenbrow, Innovationszentrum Nachwachsende Rohstoffe, Angermünder Matten GmbH und Ökoform GmbH für die kooperative Zusammenarbeit bedanken. Unser besonderer Dank gilt Frau Renate Kräft für ihre exzellente technische Assistenz.

Literatur

- Björk, S. and Graneli, W. (1978) Energy reeds and the environment.- *Ambio*, 7(4), 150–156.
- Cooper, P. and Green, B. (1995) Reed bed treatment systems for sewage treatment in the united kingdom - the first 10 years' experience.- In: Kadlec, R. H. and Brix, H. (Eds.), *Wetland systems for water pollution control*, 1994. *Wat. Sci. Tech.*, 32(3), 317–327.
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores.- *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (dieses Heft).
- Graneli, W. (1984) Reed *Phragmites australis* (CAV.) TRIN ex STEUDEL as an energy source in Sweden.- *Biomass*, 4, 183–203.
- Haberl, R., Perfler, R. and Mayer, H. (1995) Constructed wetlands in Europe. In: Kadlec, R. H. and Brix, H. (Eds.), *Wetland systems for water pollution control*, 1994.- *Wat. Sci. Tech.*, 32(3), 305–315.
- Haslam, S. M. (1973) Some aspects of the life history and autecology of *Phragmites communis* Trin. *A Review.- Pol. Arch. Hydrobiol.*, 20, 79–100.
- Hofmann, K. (1986) Wachstumsverhalten von Schilf (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN ex STEUDEL) in Klärschlamm beschickten Filterbeeten.- *Arch. Hydrobiol.*, 107/3, 385–409.
- Koppitz, H. (1999) Analysis of genetic diversity among selected populations of *Phragmites australis* world-wide.- *Aquat. Bot.*, in press.
- Koppitz, H., Kühl, H., Hesse, K. and Kohl, J.-G. (1997) Some aspects of the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL for the development of reed stands.- *Bot. Acta*, 110(3), 217–223.
- Kühl, H. (1997) Untersuchung zur Eignung ausgewählter Schilfkclone als Pflanzmaterial für die Ufer der Berliner Gewässer.- Abschlußbericht. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz.
- Kühl, H. (1999) Transfer of results from reed research into practice as illustrated by reed protection measures in Berlin.- In: Grosser, S. und Kühl, H. (Hrsg.) *Röhricht - Bedeutung einer Pflanzengesellschaft in Ökologie und Technologie. Ergebnisse des Röhrichtworkshops Iffeldorf*, 1995. *Limnologica*, 29(1), 75–85.
- Kühl, H. and Kohl, J.-G. (1992) Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) at different lakes

- and sites of the lake districts of Uckermark and Mark Brandenburg.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **77**, 85–107.
- Kühl, H. and Neuhaus, D. (1993) The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by Random Amplified Polymorphic DNA.- *Limnologie aktuell* Vol. 5, 9–18. In: Ostendorp, W. and Krumscheid-Plankert (Hrsg.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. Fischer Verlag Stuttgart.
- Ondok, J. P. (1968) Measurement of leaf area in *Phragmites communis* TRIN.- *Photosynthetica*, **2**(1), 25–30.
- Ostendorp, W. (1993) Schilf als Lebensraum.- *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege, Baden-Württemberg*, **68**, 173–280.
- Ripl, W. and Feibicke, M. (1992) Nitrogen metabolism in ecosystems - A new approach.- *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **77**(1), 5–27.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974) Das Schilfrohr.- E. Schweizerbart, Stuttgart, 302 S..
- Woitke, P., Kiehl, A., Kühl, H. and Kohl, J.-G. (1997) Nitrogen and carbohydrate pools of two rhizome types of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL.- *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **82**(2), 161–168.

VERGLEICH DER ENTWICKLUNG VERSCHIEDENER AUF EINEM WIEDERVERNÄSSTEN NIEDERMOOR ETABLIERTER SCHILFKLONE (*PHRAGMITES AUSTRALIS*) II. C/N-HAUSHALT UND DRUCKVENTILATION DER RHIZOME

**HEIKE KOPPITZ*, HARALD KÜHL, KATJA GEISSLER
und JOHANNES-GÜNTER KOHL**

*Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Biologie/Ökologie,
Unter den Linden 6, D-10099 Berlin
Sitz: Luisenstr. 53, D-10117 Berlin*

(Eingegangen 4. März 1999; Angenommen 10. März 1999)

Auf einer degradierten Niedermoorfläche in Biesenbrow/Uckermark in den Jahren 1996 und 1997 gepflanzte Schilfkclone (*Phragmites australis*) wurden hinsichtlich ihres C/N-Haushaltes und ihrer Fähigkeit zur konvektiven Druckventilation der Rhizome untersucht. Die Schilfkclone unterschieden sich bei vergleichbaren Standortbedingungen in ihrer Stickstoffdynamik. Die relativen N-Gehalte der Sprosse lagen im Herbst 1998 bei fast allen Klonen bei 1,5% der Trockenmasse. Ein Klon, der von einem Rieselfeld im Norden Berlins stammte, war hingegen durch eine deutlich höhere Stickstoffakkumulation gekennzeichnet. Die absoluten Stickstoffgehalte in der oberirdischen Biomasse reichten im Sommer für die verschiedenen Klone von 15 bis über 50 g pro m². Der Einfluß dieser Parameter auf die Verwertbarkeit der einzelnen Schilfkclone als nachwachsender Rohstoff bleibt zu prüfen, da der Reststickstoffgehalt in den Sprossen die Eigenschaften stark beeinflusst.

In den Basalinternodien der Pflanzen wurden im Sommer niedrige Aminosäuregehalte (mit Asparagin als Hauptkomponente) in Verbindung mit hohen Zuckergehalten (mit Saccharose als Hauptkomponente) gefunden. Dies wird als Indiz für ein N-limitiertes Wachstum angesehen, mögliche Ursachen werden diskutiert.

Die statischen Halmdrücke (Pc), die statischen Stoppeldrücke (Ps) und die dynamischen Drücke (Pd) sowie die Rhizomleitfähigkeiten stiegen im Verlauf der

*Corresponding author. Tel: +49 30 20936527, Fax: +49 30 20936530, e-mail: Heike=Koppitz@rz.hu-berlin.de

Vegetationsperiode bei den gepflanzten Klonen. Diese Parameter sind von der Bestandesstruktur und anatomischen Besonderheiten der Klone abhängig und können zur Charakterisierung der Belüftungseffizienz des Rhizomverbundes herangezogen werden. Eingeschränkte konvektive Gasflüsse bewirken bei Überstauung eine Unterversorgung der unterirdischen Pflanzenorgane mit Sauerstoff. Daher ist die Druckventilation eine wesentliche Voraussetzung für ihre Vitalität auf reduzierten Böden. Die Ernte der oberirdischen Biomasse, wie es zukünftig für die Schilfpflanzung in Biesenbrow vorgesehen ist, greift durch Entfernung von Effluxhalmen in das System der Belüftung ein. Ob die einzelnen Klone sich in der Adaptationsfähigkeit an diese Bedingungen unterscheiden, wird Gegenstand späterer Untersuchungen sein.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß sich die einzelnen Schilfklone in ihrer C/N-Dynamik und der Druckventilation der Rhizome unterscheiden. Da die Standortbedingungen auf der Pflanzung Biesenbrow vergleichbar sind, dürften diese Unterschiede auf den Einfluß des Genotypes zurückzuführen sein.

Schlüsselwörter: Konvektiver Gasfluß; freie Aminosäuren; freie Zucker; Niedermoorrenaturierung; N-Haushalt; *Phragmites australis*

Comparison of the Development of Different Reed Clones (*Phragmites Australis*) Established at a Reflooded Fen Area II. C/N-Balance and Rhizome Ventilation

Reed clones (*Phragmites australis*) planted in 1996 and 1997 in a degraded fen area in Biesenbrow/Uckermark were compared with respect to their C/N-balance and their ability for rhizome ventilation. The reed clones differed in N-dynamics under comparable site conditions. In autumn 1998 the relative N-content of the culms of most clones was about 1.5% of the dry matter. One clone, which originated from a field irrigated with sewage in the North of Berlin, was characterized by an obviously higher nitrogen accumulation. The absolute nitrogen contents in the standing crop ranged in summer from 15 to 50 g per m². The influence of these parameters for the suitability of the individual reed clones as renewable resources remains to be investigated, since the properties are influenced by the remaining N-content in the culms.

In the basal internodes of the plants low contents of free amino acids (with asparagine as main compound) in connection with high contents of free sugars (with sucrose as main compound) were found in summer. This could be a hint to a N-limited growth, possible reasons are discussed.

The static pressures of the living culms (Pc), the static pressures of the stubbles (Ps), the dynamic pressures (Pd) and the rhizome conductivities increased in the course of the vegetation period at the plantation. These parameters are dependent on the stand structure and the anatomical peculiarities of the reed clones and can be utilized for the characterization of ventilation efficiency of the rhizome network. In the case of flooding reduced gas flows lead to an oxygen-undersupply of below ground parts of the plants. For that reason, convective gas flow is an essential prerequisite for the vitality of the reed plants at reduced soils. Harvest of above ground biomass, as planned for the plantation in Biesenbrow, interferes in the system of ventilation *via* the removal of efflux sites. The ability of the different clones to adapt to these conditions remains to be investigated.

In summary, one can state that the single clones differ in their C/N-balance and their ability for rhizome ventilation. These differences should be attributed to the influence of the genome, because of comparable site conditions at the plantation in Biesenbrow.

Keywords: Convective gas flow; free amino acids; free carbohydrates; fen restoration; N-dynamics; *Phragmites australis*

1. EINLEITUNG

Dem Makronährstoff Stickstoff kommt bei Pflanzen eine besondere physiologische Bedeutung zu, er ist u. a. wichtig zum Aufbau von Proteinen, Proteiden und Nucleinsäuren. Sein Stoffwechsel steht in enger Beziehung zur Photosynthese, sowohl auf stofflicher als auch energetischer Ebene. Stickstoff steht den Pflanzen im allgemeinen nur begrenzt zur Verfügung, und der N-Stoffwechsel wird sehr ökonomisch reguliert. Für verschiedene monoklonale Schilfbestände ist eine ungleiche Toleranz gegen überoptimales Stickstoffangebot sowie ein unterschiedliches Speicherverhalten bekannt (Kühl *et al.*, 1997; Kohl *et al.*, 1998). Es wird der Assimilationstyp und der Translokationstyp unterschieden. Der Assimilationstyp ist charakterisiert durch eine lange Wachstumsphase, eine hohe Produktivität, den geringen Umfang und späten Beginn der Stickstoffrückverlagerung und einen überwiegend externen Stickstoffzyklus, das heißt hohe Reststickstoffgehalte in den Sprossen und in der oberirdischen Biomasse, hohe Akkumulation der Schilfstreu, hohe Mineralisationsraten im Substrat und hohe Nährstoffverfügbarkeit schon sehr früh in der Vegetationsphase. Der Translokationstyp verhält sich hingegen in allen Merkmalen gegenteilig zum Assimilationstyp. Es stellt sich die Frage, ob die beschriebenen Typen genetisch determiniert sind oder ob die unterschiedlichen Abläufe in der Stickstoffdynamik vielmehr durch verschiedene Standortverhältnisse bedingt werden. Ziel dieser Untersuchungen ist die Charakterisierung des C/N-Haushaltes von verschiedenen Schilfklonen, die nach Pflanzung auf einer degradierten Niedermoorfläche unter vergleichbaren Bedingungen gewachsen sind. Es soll geprüft werden, ob die Klone sich in ihrer Stickstoffdynamik unterscheiden, was auf einen Einfluß des Genotypes auf die Stickstoffdynamik hindeuten würde.

Ein Mechanismus zur Vermeidung anaerober Stoffwechselverhältnisse in unterirdischen Pflanzenorganen von *Phragmites* und anderen Helophyten, ist die Fähigkeit zur konvektiven Druckventilation (Armstrong and Armstrong, 1991; Armstrong *et al.*, 1996a; Brix *et al.*, 1992). Dieser Gasfluß versorgt die Rhizome und Wurzeln mit Sauerstoff und andererseits können gasförmige oder flüchtige Produkte des anaeroben Stoffwechsels wie CH_4 , CO_2 , N_2O oder Ethanol aus der Rhizosphäre über denselben nach oben gerichteten Gasfluß abgeführt werden (Kohl *et al.*, 1996). Eingeschränkte konvektive

Gasflüsse sind bei Überstauung als Ursache für eine Unterversorgung der unterirdischen Pflanzenorgane mit Sauerstoff anzusehen. Gasflüsse in größeren Beständen werden von einer Vielzahl verschiedener und komplex wirkender Widerstände bestimmt. Eine wichtige Rolle spielen die Größe und Verzweigung der Rhizome, die Halmmorphologie, das Wetter und das Verhältnis von Lebend- zu Althalmen (Kohl *et al.*, 1996). Gasflüsse sind neben der Sauerstoffversorgung der Pflanze auch für die Sedimentbelüftung von ökologischer Relevanz. Um die Wurzel herum kann durch Diffusion leicht eine oxidierte Zone geschaffen und unter niedrigen Redoxpotentialen vorliegende Verbindungen wie H_2S , Fe(II) , Mn(II) , reduzierte organische Verbindungen (Alkohole, Säuren) oxidiert und damit detoxifiziert werden (Armstrong and Armstrong, 1990). Die Charakterisierung der Druckventilation der Bestände ist somit für die Einschätzung der Voraussetzungen zur Stabilität und Vitalität der Schilfbestände von Bedeutung.

Letztlich soll im Rahmen dieser Arbeit die Entwicklung verschiedener Schilfklone untersucht, die Eignung der unterschiedlichen Schilfklone zur Etablierung von Schilf auf einem degradierten Niedermoor sowie deren Eignung zur Nutzung als nachwachsender Rohstoff geprüft werden.

2. MATERIAL UND METHODEN

Auf einer degradierten Niedermoorfläche in Biesenbrow/Uckermark sind verschiedene Schilfklone Greiff A, Greiff B, Greiff C, Greiff D, Landin, Sedd1, Mueggk, PAR1, Ries nach meristematischer Vermehrung 1996 und 1997 ausgepflanzt worden (vgl. Koppitz *et al.*, 1999). Die einzelnen Klone wurden kontinuierlich in ihrer Entwicklung, speziell in ihrer Physiologie charakterisiert und die ermittelten Parameter mit denen der Klone am Originalstandort verglichen.

2.1. C/N-Analysen

Der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt (C/N) der oberirdischen Biomasse wurde monatlich nach Trocknung bei 70°C und Homogenisierung in flüssigem Stickstoff (im Mikro-Dismembrator Braun

Biotech International) am CHN-O-Rapid-Analyser (Foss Heraeus) bestimmt. Die Messungen erfolgten als Doppelproben.

2.2. Aminosäureanalytik

Pro Standort wurden jeweils 5 Basisinternodin von *Phragmites*-Halmen geerntet, mit destilliertem Wasser gewaschen, in 5 Abschnitte gleicher Länge geteilt, zu 5 Mischproben zusammengefaßt und sofort in flüssigem Stickstoff eingefroren. Die Proben wurden gefriergetrocknet und danach unter Flüssigstickstoff-Kühlung in einem Mikro-Dismembrator (Braun Biotech International) pulverisiert. Dann wurden jeweils ca. 200 mg Schilfpulver in drei Schritten bei Raumtemperatur in 80%igem EtOH extrahiert und zentrifugiert (5000 g). Während der Extraktion wurde Norleucinlösung als interner Standard zugegeben und beim ersten Extraktionsschritt erfolgte zusätzlich eine 10 Minuten-Inkubation im eisgekühlten Ultraschallbad. 150 µl der vereinigten Überstände wurden durch eine Millipore-Ultrafree-Einheit gefiltert und dann bei -20°C gelagert. Die Aminosäuren wurden nach Derivatisierung mit Phenylisothiocyanat mittels HPLC getrennt und photometrisch bei 254 nm detektiert (Waters: automatischer Probengeber Waters 717, Gradientenfördersystem Waters 600E, Diodenarraydetektor Waters 991, PicoTag-Säule für freie Aminosäuren (Millipore, 3,9 × 300 mm). Für die Identifizierung und Quantifizierung der Aminosäuren wurden Standardlösungen von Aminosäuren verschiedener Konzentrationen genutzt.

2.3. Kohlenhydratanalytik

Für die Bestimmung der löslichen Kohlenhydrate wurde zunächst der für die Aminosäureanalytik hergestellte Ethanol-Extrakt verdünnt und durch einen 0,45 µm Spritzenfilter (Zelluloseazetat, Sartorius) gefiltert. Die Ionenaustausch-Chromatographie der löslichen Saccharide wurde mit einer Dionex-Anlage (Dionex Corp., Cal., USA), bestehend aus einem DX-100 Ionen-Chromatographen, einem AS40 Automatischen Probengeber, einem Gepulsten Amperometrischen Detektor (PAD) mit Goldelektrode und einer AI-450 Chromatografischen Workstation durchgeführt. Die Trennung der Kohlenhydrate erfolgte über eine Anionen-Austauscher-Säule (CarboPac PA1,

250 × 4 mm, Dionex) mit 0,15 M NaOH als Eluenten. Die quantitative Bestimmung von Fruktose, Glukose und Saccharose erfolgte nach einer Kalibrierung mit Standards. Jede Probe wurde doppelt vermessen.

2.4. Bestimmung der Druckventilation der Rhizome

Zur Druckventilationsmessung nach Kohl *et al.*, 1996 wurden in den Monaten Juni bzw. Juli und August pro Bestand 5 Schilfpflanzen zufällig ausgesucht. Der Druck in den Lakunen und die Gasflußrate wurden mit einem Digital-Manometer (Revue-Thommen AG, Schweiz) bzw. einem Flußmeter (Jour Digital, Schweden) bestimmt. Das statische Druckdifferential des lebenden Halmes (P_c) bzw. der Stoppel (P_s) (= statischer Druck der Gasströmung im Rhizomast ohne pumpende Wirkung des Halmes) wurde mittels eines Direktanschlusses des Manometers gemessen (Abb. 1). Der dynamische Druck P_d (= statischer Druck der Strömung im Rhizomast mit pumpender Wirkung des Halmes) und der Gasfluß im Halm (F_d) wurden gemessen, indem der Halm über das Flußmeter mit der Stoppel verbunden und das Manometer sich im Nebenschluß befand. Der Widerstand der Rhizome wurde ermittelt durch Anlegen verschiedener Drücke, erzeugt durch eine externe Pumpe und gleichzeitiges Messen der resultierenden Gasflüsse (Abb. 1). Die Beziehung zwischen diesen Parametern kann durch eine lineare Regression beschrieben werden ($F_d = a + b \cdot P_d$), wobei b ein Maß für die Rhizomleitfähigkeit ist und a dem Stoppeldruck P_c bei $F_d = 0$ entspricht.

3. ERGEBNISSE

3.1. C/N-Balance

Die saisonalen Veränderungen im C/N-Gehalt in den verschiedenen Sproßabschnitten der Schilfhalme wurden seit 1996 bei den verschiedenen auf der degradierten Niedermoorfläche in Biesenbrow 1996 und 1997 gepflanzten Klone und bei deren Originalstandorten verfolgt. Nachfolgend werden die gewonnenen Daten aus der Vegetationsperiode 1998 für die Pflanzungen aus dem Jahr 1997 vorgestellt. Die

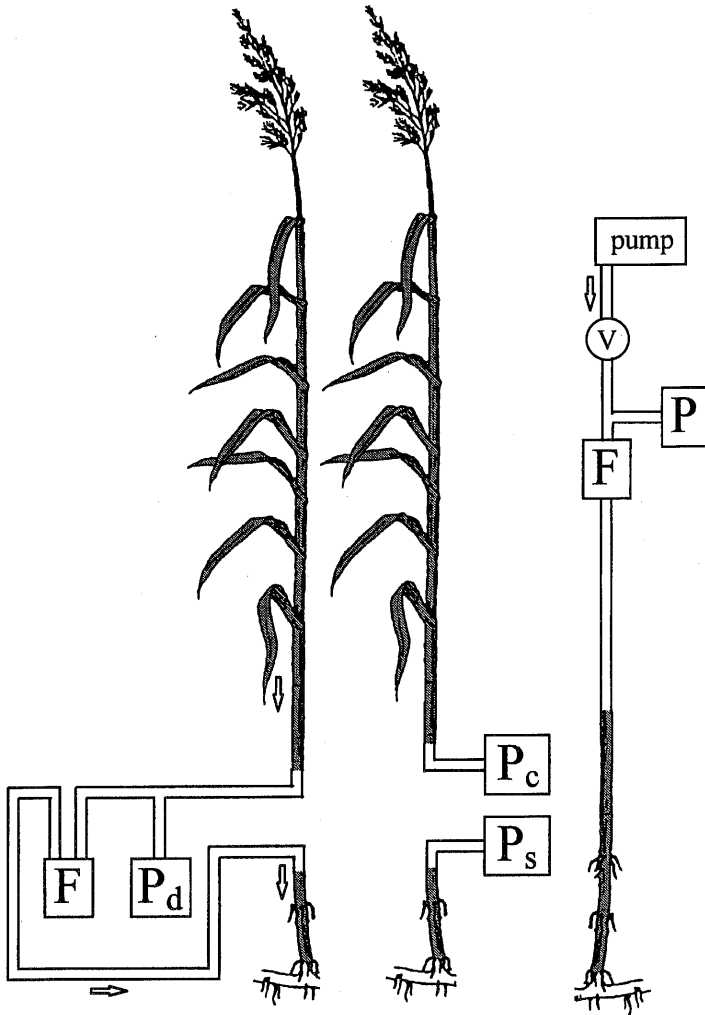
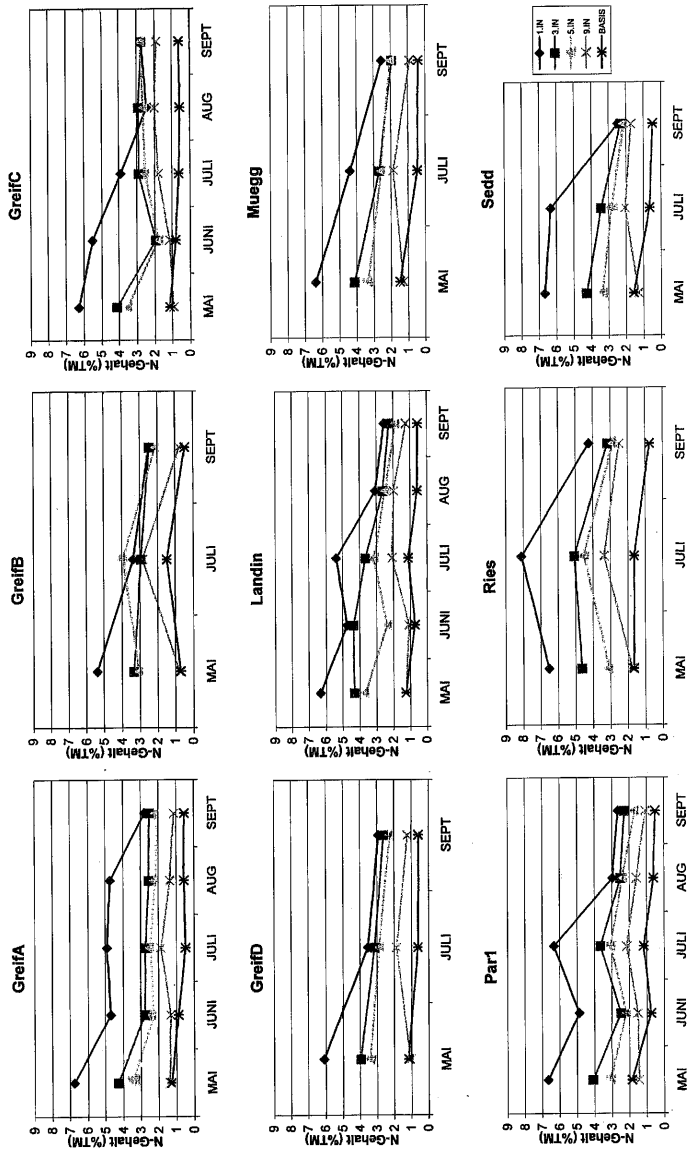


ABBILDUNG 1 Schematische Darstellung der Meßanordnungen für die Drücke (P_c = statischer Druck des Halmes, P_d = dynamischer Druck, P_s = Stoppeldruck) und den konvektiven Gasfluß an der intakten Pflanze und an der Stoppel bei Anschluß einer externen Pumpe. (V = Ventil, P = Druckmesser, F = Flußmesser).

FIGURE 1 Scheme of measurements of the pressure differentials (P_c = static pressure differential of the culm, P_d = dynamic pressure differential, P_s = static pressure differential of the stubble) and the convective gas flow from the intact plant to its stubble by connection of a pump (V = valve, P = manometer, F = flowmeter).

Wachstumskegel (erstes Internodium) als Stickstoff-Attraktionszentren besaßen bei allen Klonen und Standorten die höchsten Stickstoffgehalte (Abb. 2). Über die Pflanzen trat ein klarer Gradient im Stickstoffgehalt von im Frühjahr etwa 6–7% der Trockenmasse im Wachstumskegel bis etwa 1–2% in der Basis auf. Im Herbst lag der N-Gehalt bei durchschnittlich 3% (Wachstumskegel) bis etwa 0,5% (Basis) (Abb. 3). Im Wesentlichen lagen die Gehalte der Klone nahe beieinander, es gibt jedoch auch klonale Unterschiede; so zeichnete sich der Klon Ries durch hohe N-Gehalte aus. Der relative Stickstoffgehalt der Basalinternodien war zu jedem Zeitpunkt an jedem Standort am niedrigsten. Er fiel während der Hauptwachstumsperiode auf Werte unter 1%.

Der relative Stickstoffgehalt per Halm betrug im Mai 1998 durchschnittlich 2,5% der Trockenmasse und fiel bis zum September auf meist unter 1,5% (Abb. 4). Klonale Unterschiede traten ebenfalls auf. Besonders hoch war im Frühjahr der Stickstoffgehalt des Klons GreifA mit 3,75%, der dann auf 1,2% zum September abfiel. Den auffallend noch höchsten Anteil an Stickstoff im Herbst hatten die Halme des Klones Ries mit mehr als 2%. Der absolute Stickstoffgehalt gibt die Gesamtmenge an Stickstoff in einem Halm an und gibt Einblicke in die N-Akkumulation in der oberirdischen Biomasse, denn der prozentuale Stickstoffgehalt wird außerdem von der C-Akkumulation beeinflusst. Aufgrund der noch niedrigen Halmlänge und damit verbundener niedriger Biomasse waren die Absolutstickstoffgehalte je Halm im Frühjahr sehr gering und stiegen dann im Verlauf der Vegetationsperiode (Abb. 5). So waren zwar die relativen Stickstoffgehalte bei den meisten Klonen im September mit ca. 1,5% sehr ähnlich (Abb. 4), doch aufgrund der sehr unterschiedlichen Morphologie der Halme (vgl. Koppitz *et al.*, 1998; Koppitz *et al.*, 1999) und der sehr unterschiedlichen Halmtrockenmassen unterschieden sich die absoluten Stickstoffgehalte der Klone beträchtlich voneinander. So enthielten die Klone GreiffC und GreiffD sowie der Klon Sedd1 mit vergleichsweise hohen Trockenmassen und hohen mittleren Blattflächen je Halm (nahe 600 cm²) im Maximum über 200 mg Stickstoff pro Halm, die Klone Mueggk und Ries (Blattflächen von etwa 250 cm²) nur etwa 80 mg. Ein etwas verändertes Bild ergab sich bei der Berechnung des absoluten Stickstoffgehaltes auf die oberirdische Bestandesbiomasse (Koppitz *et al.*, 1999). Aufgrund seiner



ABILDUNG 2 Relative Stickstoffgehalte in den Internodien der verschiedenen Klone der Pflanzung Biesenbrow 1998.
 FIGURE 2 Relative content of nitrogen in the internodes of different clones in the plantation Biesenbrow 1998.

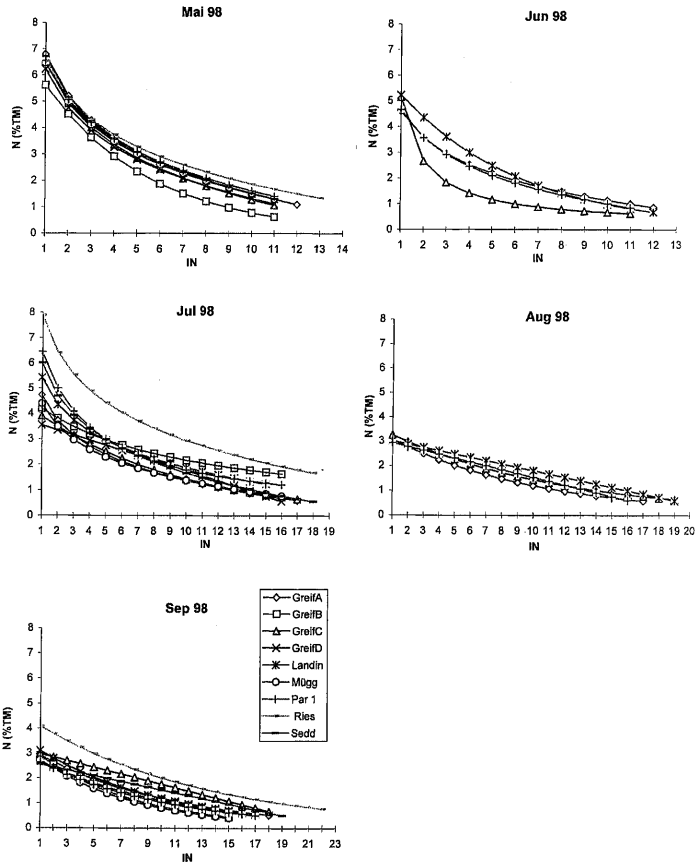


ABBILDUNG 3 Stickstoffverteilung über die Internodien (IN) der verschiedenen Klone der Pflanzung Biesenbrow 1998, Pflanzjahr: 1997, TM = Trockenmasse, Juni und August: nur Klone GreifA, GreifC, Landin, Par1 gemessen.

FIGURE 3 Distribution of nitrogen in the internodes (IN) of different clones in the plantation Biesenbrow 1998, planting year: 1997, TM = dry matter, June and August: only clones GreifA, GreifC, Landin, Par1 sampled.

außerordentlich hohen Halmdichten erreichte der kleinblättrige Klon Mueggk die größte Trockenmasse pro m^2 (2670 g), gefolgt vom Klon Landin. Dadurch hatte der Klon Mueggk trotz der geringen N-Gehalte pro Halm vergleichsweise im mittleren Bereich liegende absolute N-Gehalte von nahe 30 g pro m^2 , und Landin lag zusammen mit GreiffC mit mehr als 50 g pro m^2 im Spitzenbereich (Abb. 5). Das

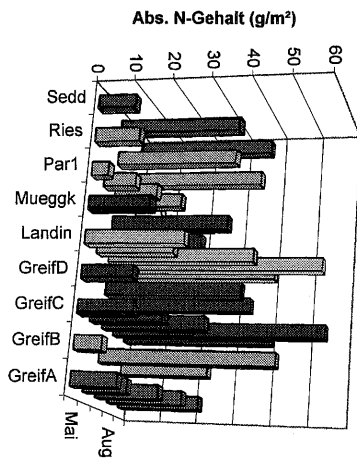
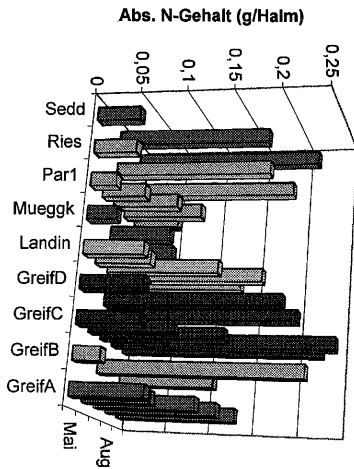


ABBILDUNG 5 Absolute Stickstoffgehalte der verschiedenen *Phragmites*-Klone auf der Pflanzung Biesenbrow 1998 pro Halm (links) und pro m² (rechts).
 FIGURE 5 Absolute nitrogen content of different *Phragmites*-clones in the plantation Biesenbrow 1998 per culm (left) and per m² (right).

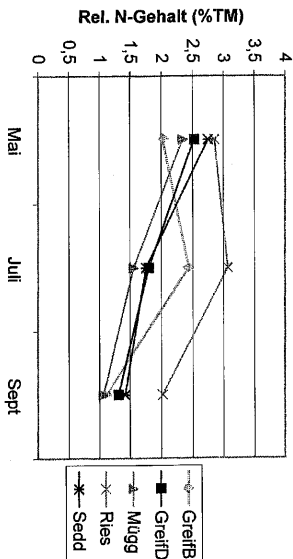
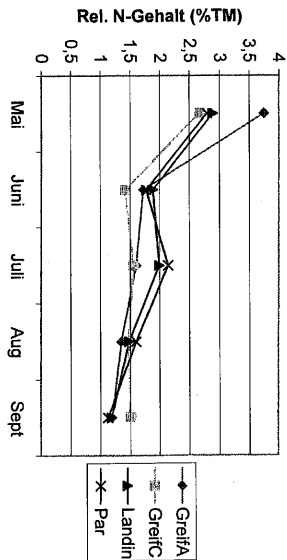


ABBILDUNG 4 Saisonale Entwicklung der relativen Stickstoffgehalte pro Halm der verschiedenen *Phragmites*-Klone auf der Pflanzung Biesenbrow 1998.

FIGURE 4 Seasonal development of relative nitrogen content per culm of the different *Phragmites*-clones in the plantation Biesenbrow 1998.

Stickstoff-Aneignungsvermögen ist folglich bei gleichen Standortbedingungen bei verschiedenen Genotypen unterschiedlich. Der durchschnittliche prozentuale N-Gehalt der Wurzeln und Rhizome lag bei 1,3–1,5%, die C-Gehalte mit nur sehr geringen Abweichungen bei 42%.

Für einen besseren Einblick in die C/N-Balance und das Transportgeschehen der Schilfhalmes wurde das Basalinternodium als Zwischenspeicher und Verbindungsstelle zwischen Halm und Vertikalrhizom detaillierter untersucht. Die saisonalen Veränderungen im relativen Zuckergehalt 1997 sind Abbildung 6 zu entnehmen. Glukose und Fruktose waren im Mai die vorherrschenden Komponenten. Mit Beginn der Hauptwachstumsphase wurden diese jedoch durch

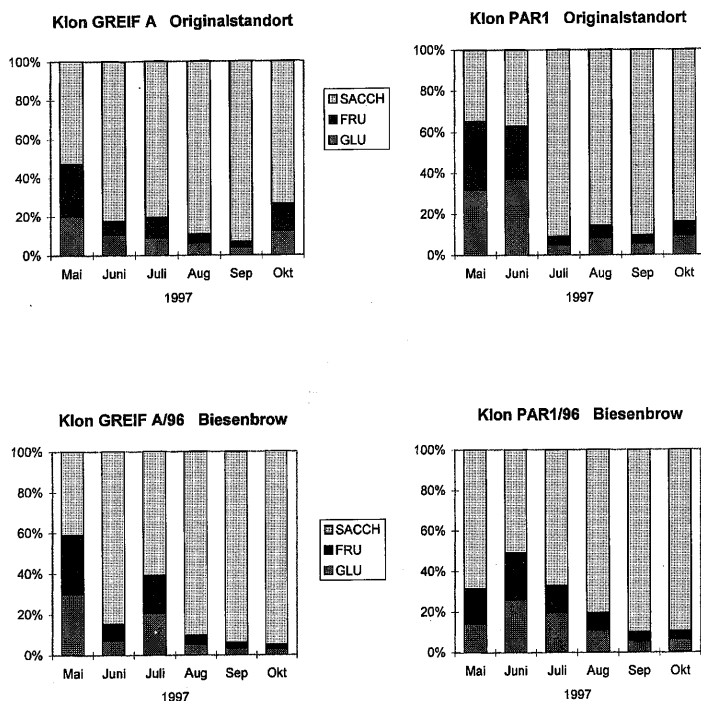


ABBILDUNG 6 Jahresgang 1997 der Gehalte freier Zucker in den Basalinternodien von *Phragmites*-Halmen der Bestände PAR1/96 und GREIF A/96 (1996 gepflanzt) der Pflanzung Biesenbrow im Vergleich zu ihren Originalbeständen.

FIGURE 6 Annual course 1997 of contents of free carbohydrates in the basal internodes of *Phragmites*-culms of clones PAR1/96 and GREIF A/96 (planting: 1996) of the plantation Biesenbrow and in comparison to the original sites.

Saccharose, der Haupttransport- und Speicherform im Kohlenhydratstoffwechsel bei Gräsern ersetzt. Beim weniger produktiven, N-limitierten Originalstandort PAR1 (Kühl *et al.*, 1997; Kohl *et al.*, 1998) vollzog sich dieser Prozeß etwas verzögert: noch im Juni war die Summe von Glukose und Fruktose über 60%. Im Unterschied zu den Originalstandorten ist bei den Pflanzungen am Frühjahrsende kein abrupter, sondern ein kontinuierlicher Anstieg des relativen Anteils an Saccharose erfolgt.

Deutliche Unterschiede zeigten sich beim Vergleich der Gesamtgehalte freier Zucker und Aminosäuren 1997 (Abb. 7). Der Gehalt an freien Aminosäuren war jeweils im Mai zu Beginn des Sprossaustriebes am höchsten. Beim nährstoffarmen Originalstandort PAR1 deutete der vergleichsweise hohe Gehalt an löslichen Zuckern von 200 $\mu\text{mol/gTM}$ bei gleichzeitig niedrigem Aminosäuregehalt von $<10 \mu\text{mol/gTM}$ im Sommer und Herbst auf eine Stickstofflimitation (Woitke *et al.*, 1997; Kohl *et al.*, 1998). Ähnliche Verhältnisse wurden beim

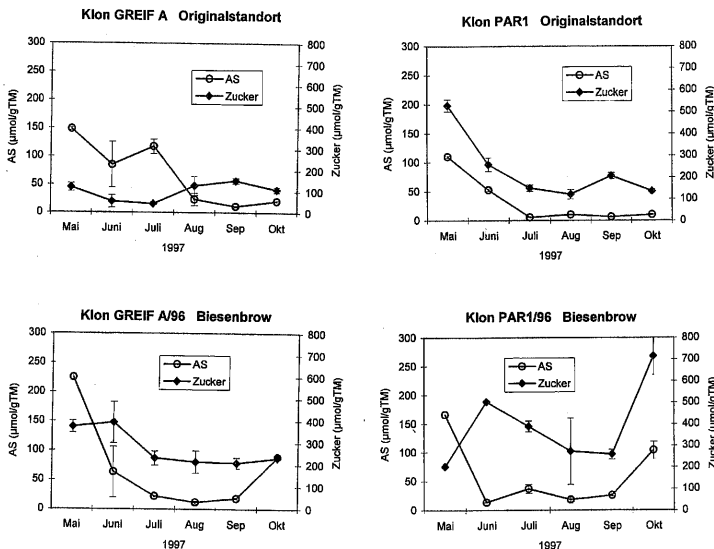


ABBILDUNG 7 Gesamtgehalte freier Aminosäuren und Zucker in den Basisinternodien von Halmen verschiedener *Phragmites*-Bestände im Jahresgang 1997; Klone GREIF A und PAR 1 am Originalstandort und der Pflanzung Biesenbrow. $n = 3-5$.
 FIGURE 7 Total contents of free amino acids and free carbohydrates in the basal internodes of culms of different *Phragmites*-stands in the course of 1997. clones GreifA and PAR1 at the original site and in the plantation Biesenbrow, $n = 3-5$.

PAR1-96 in Biesenbrow gefunden. Die Aminosäuregehalte waren zwar nicht ganz so gering (in der Hauptwachstumsphase bei 25 µmol/gTM) doch standen diesen auch weitaus höhere Zuckergehalte (in der Hauptwachstumsphase 300 µmol/gTM) gegenüber. Der Originalstandort GreiffA war dagegen durch vergleichsweise niedrige Zuckergehalte von nur 50 µmol/gTM (auch im Spätsommer nie größer als 150 µmol/gTM) charakterisiert, wobei die Aminosäuregehalte bis Juli deutlich höher (um 100 µmol/gTM) als bei PAR1 lagen. Auf der Pflanzung hatte der Klon GreiffA-96 hingegen durchweg hohe Zuckergehalte in Verbindung mit niedrigen Aminosäuregehalten. Im Oktober war in Biesenbrow ein Anstieg der Aminosäuren- und Zuckergehalte zu verzeichnen.

In den Aminosäuremustern unterschieden sich die untersuchten Schilfbestände ebenfalls deutlich (Abb. 8). Von den 19 nachgewiesenen Aminosäuren hatten nur 8 (Asparagin, Aspartat, Glutamin, Glutamat, Alanin, Serin, Prolin, Tyrosin) zu mindestens einem Probezeitpunkt einen Anteil von mehr als 10%. Die wichtigste Transport- und Speicherverbindung im intermediären N-Stoffwechsel beim Schilf ist Asparagin (ASN). Zu Beginn der Hauptwachstumsphase war Asparagin die bei allen untersuchten Beständen mit einem Gehalt von 30–70% der Gesamtaminosäurefraktion die dominierende Aminosäure. Am Originalstandort GreiffA blieb der Asparagingehalt im Sommer relativ hoch (im Juli 55%, ab August > 20%) (Abb. 8). Hohe Asparagingehalte in Sommer deuten auf N-Überschüsse. Ein ähnliches Bild ergab sich beim Klon GreiffA-96 auf der Pflanzung Biesenbrow. Der Maximalgehalt an Asparagin wurde mit 60% jedoch bereits im Juni erreicht und lag dann im weiteren Jahresverlauf bei 10–20%. Der Klon PAR1 hatte bereits im Juni sehr niedrige Asparagin-Werte (Original-PAR1: 15%, PAR1-96: 3%) und blieb dann auf diesem niedrigen Niveau. Allen untersuchten Beständen ist gemein, daß im Oktober der Asparagin-Anteil wieder anstieg, bei PAR1-96 begann der Anstieg bereits im September. Aspartat (ASP) und Asparagin (ASN) korrelierten negativ. Im Sommer stiegen bei sinkenden Asparagin-Gehalten die Glutamat (GLU)- (am Original-PAR1) und Glutamin (GLN)-Gehalte (andere Bestände) an. Die prozentualen Gehalte der Aminosäuren Alanin (ALA), Serin (SER) und γ -Aminobuttersäure (GABA) als Indikatoren eines anaeroben Stoffwechsels im Wurzel-Rhizom-Bereich variierten bei den untersuchten

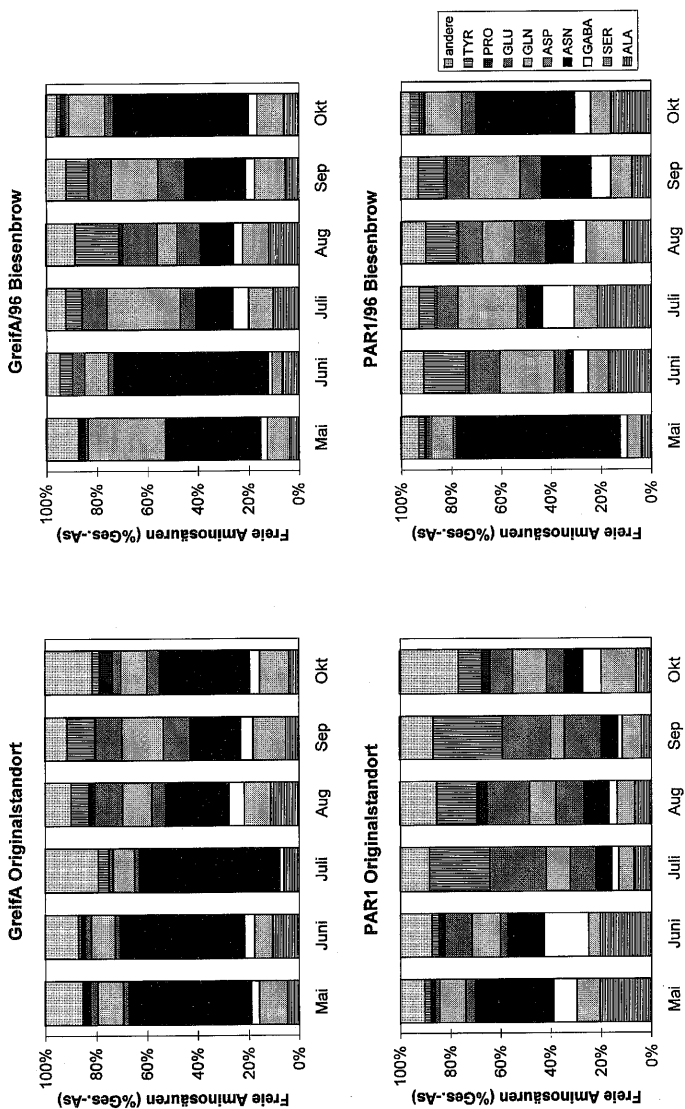


ABBILDUNG 8 Jahresgang der Zusammensetzung der freien Aminosäuren in den Basalinternodien von *Phragmites australis* 1997. Klone GreifA und PAR1 am Originalstandort und auf der Pflanzung Biesenbrow (1996 gepflanzt), $n = 5$.
 FIGURE 8 Annual course of composition of free amino acids in the basal internodes of *Phragmites australis* 1997. clones GreifA and PAR1 at the original site and in the plantation Biesenbrow (planting: 1996), $n = 5$.

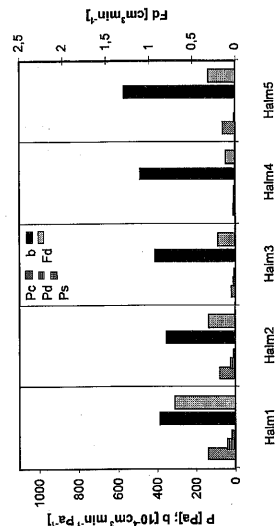
Beständen. Während des Austriebes der Sprosse im Frühjahr wurden allgemein keine erhöhten Anteile an Alanin, Serin und GABA gefunden, wie das an eutrophen Seestandorten der Fall ist (Kohl *et al.*, 1998).

3.2. Druckventilation der Rhizome

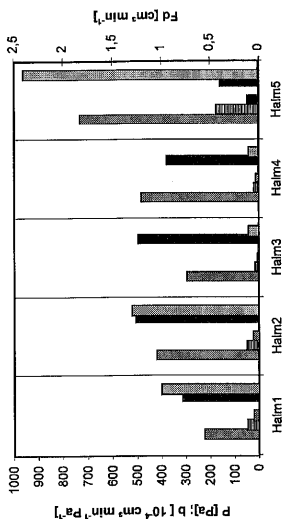
Die gemessenen Drücke, Flüsse und konvektiven Leifähigkeiten in den Beständen der Klone GreiffA und PAR1 im Jahr 1997 sind den Abbildung 9 und 10 zu entnehmen. Sowohl die statischen als auch die dynamischen Einzeldruckpotentiale sind im wesentlichen von der Druckbildung der lebenden Halme und damit von der Temperatur, der Strahlung und dem Wasserpotential der Außenluft abhängig. Das dynamische Druckpotential (P_d) liegt generell zwischen dem statischen (potentiellen) Druckpotential des Halmes (P_c) und dem Gegendruck der dazugehörigen Stoppel (P_s). Es nähert sich umso weiter P_s , je durchlässiger das Gasraumkontinuum des Halm-Rhizom-Althalm-Verbundes ist. Der Stoppeldruck ist umso höher, je mehr lebende, druckbildende Halme mit dem dazugehörigen Polycormon verbunden und je weniger durchlässig der Efflux-Weg des inneren Gasraumkontinuums des entsprechenden Polycormons ist. Daher ist zur Charakterisierung der Druckventilation der Bestände auch das Verhältnis des Stoppeldrucks zum Halmdruck bedeutsam.

Die statischen Halmdrücke (P_c) stiegen im Verlauf der Vegetationsperiode. Die Halme der Klone GreiffA-96 und PAR1-96 von der Pflanzfläche realisierten 1997 durchschnittlich doppelt so hohe Halmdrücke wie die des Originalstandortes GreiffA bzw. PAR1 (Kretschmar, unveröffentlicht). Ebenso nahmen die statischen Stoppeldrücke (P_s) und die dynamischen Drücke (P_d) von Juni bis August zu, und auch diese Parameter waren bei den gepflanzten Beständen deutlich höher als am Originalstandort. Die Mehrzahl der untersuchten Halm-Rhizom-Verbände zeigen relativ niedrige Flüsse (F_d) (vgl. Brix *et al.*, 1992), zum Teil sogar unter der Nachweisgrenze von $0,1 \text{ cm}^3/\text{min}$. Die Flüsse waren beim Klon GreiffA-96 ein Vielfaches höher als die von PAR1-96, während die Werte vom GreiffA-Originalstandort dazwischen lagen. Die Bestimmung der Widerstände für den konvektiven Gasfluß kann bei Anschluß einer externen Pumpe an die Stoppel aus der Funktion Gasfluß (F_d) = f (P_d) ermittelt

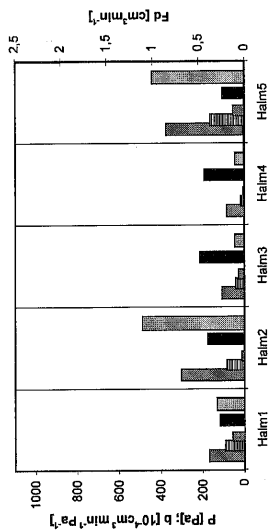
Klon GreifA / Originalstandort (Juni 1997)



Klon GREIF A / Originalstandort (August 1997)



Klon GreifA/96 (Juni 1997)



Klon GreifA /96 (August 97)

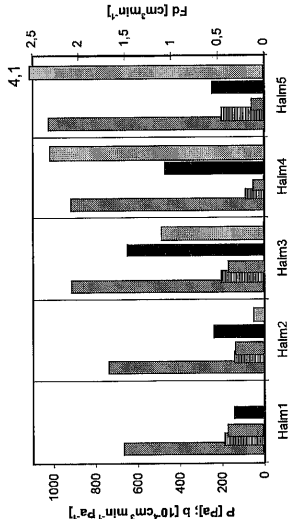
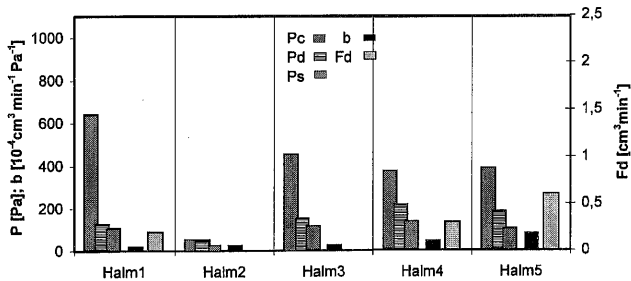


ABBILDUNG 9 Vergleich verschiedener Parameter der Druckventilation von zufällig ausgewählten Halmen des Klons GreifA auf dem Herkunftstandort und auf der Pflanzung in Biesebrow im Juni und August 1997. Pc: statischer Halmdruck, Ps: Stoppeldruck, Pd: dynamischer Druck, Fd: konvektiver Gasfluß, b: Rhizomleitfähigkeit, $n = 5$.
 FIGURE 9 Comparison of different parameters of rhizome ventilation of randomly selected culms of the clone GreifA at the original site and at the plantation in Biesebrow in June and August 1997. Pc: static pressure differential of the culm, Ps: static pressure differential of the stubble, Pd: dynamic pressure differential, Fd: convective gasflow, b: rhizome conductivity, $n = 5$.

Klon PAR1/96 (Juli 1997)



Klon PAR1/96 (August 1997)

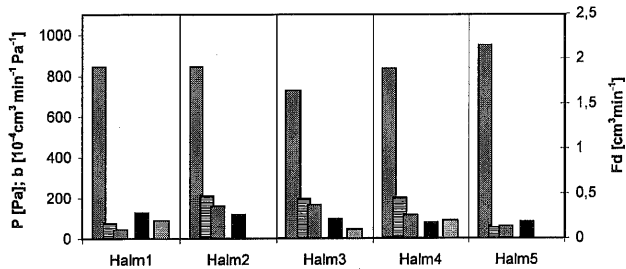


ABBILDUNG 10 Vergleich verschiedener Parameter der Druckventilation von zufällig ausgewählten Halmen des Klon PAR1 auf der Pflanzung in Biesenbrow im Juli und August 1997. Pc: statischer Halmdruck, Ps: Stoppeldruck, Pd: dynamischer Druck, Fd: konvektiver Gasfluß, b: Rhizomleitfähigkeit, $n = 5$.

FIGURE 10 Comparison of different parameters of rhizome ventilation of randomly selected culms of the clone PAR1 at the plantation in Biesenbrow in July and August 1997. Pc: static pressure differential of the culm, Ps: static pressure differential of the stubble, Pd: dynamic pressure differential, Fd: konvektive gasflow, b: rhizome conductivity, $n = 5$.

werden. Sie ist bei nahezu allen Halmen linear und mit einem Schnittpunkt an der Abszisse, der exakt dem Gegendruck im Rhizom (Stoppeldruck, Ps) entspricht. Das bedeutet, es tritt kein Gasfluß aus dem betreffenden Halm ins Rhizom auf, wenn der Halmdruck gleich dem Stoppeldruck ist. Die Leitfähigkeiten (b) ergeben sich aus dem Anstieg der linearen (Pumpen-)Druck-Fluß-Funktion. Die Abbildung 11 faßt die ermittelten Leitfähigkeiten zusammen. Sie erhöhten sich auf der Pflanzung im Verlauf des Sommers, am Referenzstandort GreiffA war es umgekehrt. Das am wenigsten durchlässige Durch-

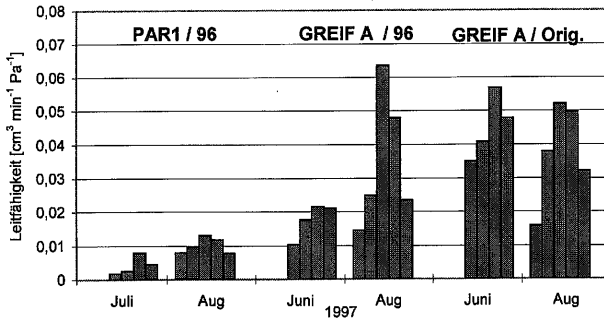


ABBILDUNG 11 Verteilungsdiagramm der monatlich gemessenen Rhizomleitfähigkeiten in Beständen von *Phragmites australis* der Klone PAR1/96 und GreifA/96 auf der Pflanzung Biesenbrow und am natürlichen Standort GreifA (Orig.) für einen von außen angelegten Gasfluß ins Rhizom.

FIGURE 11 Distribution-diagram of monthly measured rhizome conductivities for an external generated gas flow into the rhizome of *Phragmites australis* clones PAR1/96 and GreifA/96 at the plantation Biesenbrow and at the original site GreifA (Orig.).

flußsystem aller Bestände hatte PAR1-96, anders als der am natürlichen Standort PAR1 (Kretschmar, unveröffentlicht). Dieser Wasserschilfbestand war in seiner Leitfähigkeit ($0,045-0,077 \text{ cm min}^{-1} \text{ Pa}^{-1}$, im Juli) allen anderen untersuchten Beständen weit überlegen.

4. DISKUSSION

Die Erfassung des Stickstoffhaushaltes kann Aufschlüsse über die physiologischen Voraussetzungen für eine hohe Stabilität und Produktivität der Schilfklone geben. Die untersuchten Schilfklone unterschieden sich bei vergleichbaren Standortbedingungen in ihrem Stickstoffhaushalt. Der relative Stickstoffgehalt der Schilfhalme betrug im Mai 1998 durchschnittlich 2,5% der Trockenmasse und fiel bis zum September bei der Mehrzahl der Klone unter 1,5%, was auf eine Translokation des Stickstoffes im Herbst in die Rhizome oder eine Zunahme der C-Assimilate zurückzuführen sein dürfte. Der höchste Gehalt an Stickstoff war bei den Halmen des Klones Ries, der seinen Ursprung auf einem Rieselfeld im Norden Berlins hatte, zu verzeichnen. Dieser Klon hatte beinahe über die gesamte Vegetationsperiode etwa 1% mehr Stickstoff in seiner Trockenmasse als alle anderen Klone. Dies kann als Indiz für den Einfluß genetisch

determinierter Unterschiede auf die Eigenschaften der Schilfkclone angesehen werden, da alle Klone in Biesenbrow unter vergleichbaren Nährstoffbedingungen (vgl. Gensior and Zeitz, 1999) wachsen. Im Herbst hatten die Halme des Klones Ries mit mehr als 2% den deutlich höchsten Stickstoffgehalt. Aufgrund dieser Tatsachen würde sich der Klon Ries bezüglich seiner N-Dynamik dem an nährstoffreichere Standorte angepaßten Assimilationstyp (Kühl *et al.*, 1997) zuordnen lassen.

Die Halmfestigkeit ist negativ mit dem Stickstoffgehalt korreliert (Raghi-Atri und Bornkamm, 1980). Pflanzen mit engem C/N-Verhältnis sind außerdem anfälliger gegen Schädlinge, insbesondere für Blattläuse und Pilzbefall (Raghi-Atri, 1976; Raghi-Atri und Bornkamm, 1979; Rodewald-Rudescu, 1974). Der Streuabbau wird durch hohen N-Gehalt gefördert, wie sich dies bei Entnahme der oberirdischen Biomasse auswirkt, ist nicht bekannt. Der Einfluß dieser Parameter auf die Verwertbarkeit der einzelnen Schilfkclone als nachwachsender Rohstoff, wie es für die Zukunft geplant ist, bleibt noch zu prüfen. Am Saisonende ist der Stickstoffgehalt bei den Pflanzungen etwa 1,5%. Demnach wären derzeit mit der Ernte der oberirdischen Biomasse im Herbst bei sehr produktiven Beständen wie die Klone Landin und Greiff ca. 40 g N/m² (entsprechend 400 kg/ha) und bei den durchschnittlich produktiven Klonen etwa 30 g N/m² von der Fläche zu entfernen.

Für einen besseren Einblick in die C/N-Balance und das Transportgeschehen der Schilfhalme wurde das Basalinternodium als Zwischenspeicher und Verbindungsstelle zwischen Halm und Vertikalrhizom detaillierter untersucht. Veränderungen im Gehalt freier Aminosäuren und Zucker während der gesamten Vegetationsperiode können einerseits Aussagen über die Akkumulation bzw. über den Abzug der wichtigsten Transport- und Speicherkomponenten im N- und C-Stoffwechsel geben. Die Balance wird hauptsächlich vom Verhältnis Sproßwachstum (CO₂-Assimilation) zu Aminosäuresynthese in den Wurzeln und der Aminosäurenachlieferung aus den Rhizomen bestimmt. Am Ende der Vegetationsperiode kehren sich die Relationen um: lösliche Aminosäuren aus den oberirdischen Sproßabschnitten werden in die Rhizome verlagert. Der gezeigte Abfall der N-Gehalte der Internodien zum Vegetationsende hin läßt sich auf solchen N-Transport ins Rhizom zurückführen.

Die gefundenen Verhältnisse der Absolutgehalte an freien Aminosäuren (mit Asparagin als Hauptkomponente) und Zucker (mit Saccharose als Hauptkomponente) im Basalinternodium der Schilfhalme können zur Erfassung des ernährungsphysiologischen Zustandes der Schilfpflanzen herangezogen werden. Das Verhältnis von Gesamtaminosäuren zu Gesamtzucker bzw. Asparagin zu Saccharose korreliert mit der maximalen oberirdischen Bestandesbiomasse (Kohl *et al.*, 1998). Dies deutet auf eine Abhängigkeit der Produktivität von der Stickstoffverfügbarkeit, zumindest bei weniger produktiven Standorten. Niedrige Aminosäuregehalte in Verbindung mit hohen Zuckergehalten weisen auf eine Stickstofflimitation hin. Inwieweit dies als Indiz für ein N-limitiertes Wachstum anzusehen ist oder vielmehr als Etablierungsphase der Bestände auf der Fläche mit höherem Export in die Rhizome, sollten Untersuchungen in den folgenden Jahren klären. Hohe Stickstoffumsätze oder der Mangel an anderen Nährstoffen müssen unter Umständen auch in Betracht gezogen werden. Es erwächst weiterhin die Frage nach Übereinstimmung von Nährstoffgehalt (vgl. Gensior *et al.*, 1998; Gensior und Zeitz, 1999) und dessen Verfügbarkeit, die auch die Nachlieferung zur Wurzel bei noch nicht reifen Beständen betrifft.

Die statischen Halmdrücke (Pc) stiegen im Verlauf der Vegetationsperiode auf der Pflanzung, ebenso die statischen Stoppeldrücke (Ps) und die dynamischen Drücke (Pd). Die Mehrzahl der untersuchten Halm-Rhizom-Verbände zeigten relativ niedrige Flüsse (Fd). Die Leitfähigkeiten erhöhten sich auf der Pflanzung im Verlauf des Sommers. Die Widerstände ($1/\text{Leitfähigkeit}$) der Stoppeln und der damit verbundenen Rhizome gegen einen extern erzeugten Fluß können Aufschluß über anatomische Unterschiede der Schilfbestände geben. In den jungen Halmen ist das Gasleitungssystem noch relativ eng und kann damit vermutlich den Gasfluß limitieren. (Armstrong *et al.*, 1988). Zwischen der Leitfähigkeit b und dem basalen Halmdurchmesser (HD) der Influxhalme bzw. zwischen b und HD^2 bestehen lineare Zusammenhänge. Eine ausreichende Belüftung ist ebenso vom Anteil be- und entlüftender Halme am Rhizom abhängig (Rolletschek *et al.*, 1999) und somit folglich von der Althalmdichte des Bestandes. Dies bestätigte sich auch bei diesen Untersuchungen: der schlechter belüftete Klon PAR1-96 hatte geringere Halmdichten als der besser belüftete Klon GreiffA-96. Das Verhältnis von Stoppeldruck (Ps) zu

dynamischem Druck (Pd) als Maß für die Integration belüftender Halme an einem Polykormon kann ebenso zur Charakterisierung der Belüftungseffizienz des Rhizomverbundes herangezogen werden. Es zeigte sich, daß ein hoher Halmdruck in Verbindung mit einem geringen Gegendruck der Stoppel (Pc:Ps gering) einen hohen Fluß zur Folge hat, aber eine solche Druckbildung ist nicht eng mit den Flüssen korreliert. Solch ein erhöhter Fluß ließ sich jedoch nicht in einem veränderten Aminosäuremuster (wie Anstieg von ALA + SER + GA-BA) nachweisen, wie das an ausgereiften Beständen der Fall ist (Rolletschek *et al.*, 1998; Rolletschek *et al.*, 1999).

Eingeschränkte konvektive Gasflüsse bewirken bei Überstauung eine Unterversorgung der unterirdischen Pflanzenorgane mit Sauerstoff. Eine gestörte konvektive Druckventilation von *Phragmites*-Klonen wird folglich als eine der Ursachen für eine abnehmende Vitalität von Röhrichtbeständen beschrieben (Armstrong *et al.*, 1996b). Daher ist die Druckventilation sowohl für mit Klarwasser überstaute als auch für mit BSB aus Restabwasser belastete Schilfbestände eine wesentliche Voraussetzung für ihre Vitalität. Die Ernte von Biomasse (Sprosse), wie es zukünftig für die Schilfpflanzung in Biesenbrow vorgesehen ist, greift durch Entfernung von Effluxhalmen in die Überlebensstrategie ein (Rolletschek *et al.*, 1998). Inwieweit die einzelnen Klone sich in der Adaptationsfähigkeit an diese Bedingungen unterscheiden, wird sich zeigen. Wesentlich ist jedoch, die Ernte so schonend durchzuführen, daß die Effluxsites durchlässig bleiben. Das bedeutet, die Stoppeln müssen über die maximale Wasserlinie ragen. Weiterhin spielt die mechanische Belastbarkeit der Halme eine Rolle, die durch das C/N-Verhältnis beeinflusst wird. Es muß gewährleistet werden, daß nach der Ernte die Nodien offen bleiben.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß sich die einzelnen Schilfklone in ihrer C/N-Dynamik und der Druckventilation der Rhizome unterscheiden. Da die Standortbedingungen auf der Pflanzung Biesenbrow vergleichbar sind, dürften diese Unterschiede auf einen Einfluß des Genotyps zurückzuführen sein. Endgültige Aussagen zur unterschiedlichen Eignung der Klone für Pflanzmaßnahmen auf einer degradierten Niedermoorfläche und zur Verwendung als nachwachsender Rohstoff in unterschiedlichen Bereichen der Wirtschaft können jedoch erst nach der Herausbildung stabiler Bestandesstrukturen gemacht werden. Ebenso bleibt abzuwarten, inwieweit sich die

einzelnen Klone in ihrer Adaptationsfähigkeit auf Veränderungen, wie zum Beispiel Ernte der oberirdischen Biomasse, unterscheiden.

Danksagung

Dieser Projekt wurde gefördert durch die "Deutsche Bundesstiftung Umwelt", Projekt-Nr. 06708. Wir möchten uns bei allen weiteren Partnern dieses interdisziplinären Projektes: Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald/Botanisches Institut und Botanischer Garten/Lehrstuhl für Geobotanik und Landschaftsökologie und Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Humboldt-Universität zu Berlin/Institut für Pflanzenbauwissenschaften/Fachgebiet Ökologie der Ressourcennutzung, Zentrum für Agrarlandschaftforschung (ZALF) e. V., Wasser- und Bodenverband Welse, Agrar Union "Ehm Welk" GmbH Biesenbrow, Innovationszentrum Nachwachsende Rohstoffe, Angermünder Matten GmbH und Ökoform GmbH für die kooperative Zusammenarbeit bedanken. Unser besonderer Dank gilt Frau Renate Kräft für ihre exzellente technische Assistenz.

Literatur

- Armstrong, J. und Armstrong, W. (1990) Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *New Phytol.*, **114**, 121–128.
- Armstrong, J. und Armstrong, W. (1991) A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Aquat. Bot.*, **39**, 75–88.
- Armstrong, J., Armstrong, W. und Beckett, P. M. (1998) *Phragmites australis*: a critical appraisal of the ventilating pressure concept and an analysis of resistance to pressurized gas flow and gaseous diffusion in horizontal rhizomes. *New Phytol.*, **110**, 383–389.
- Armstrong, W., Armstrong, J. und Beckett, P. M. (1996a) Pressurised ventilation in emergent macrophytes: the mechanism and mathematical modelling of humidity-induced convection. *Aquat. Bot.*, **54**, 121–136.
- Armstrong, J., Armstrong, W., Armstrong, I. B. und Pittaway, G. R. (1996b) Senescence, and phytotoxin, insect, fungal and mechanical damage: Factors reducing convective gas-flows in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.*, **54**, 211–226.
- Brix, H., Sorell, B. K. und Orr, P. T. (1992) Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 1420–1433.
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Gensior, A., Zeitz, J., Dietrich, O., Dannowski und Wichtmann, W. (1998) Fen restoration and reed cultivation – first results of an interdisciplinary project in

- Northeastern Germany – abiotic aspects. In: Malterer, T. (Ed): *Proceedings of the International Conference Peatland Restoration and Reclamation.*, Duluth (USA), pp. 229–234.
- Kohl, J.-G., Henze, R. und Kühl, H. (1996) Evaluation of the ventilation efficiency of the rhizomes of natural reed beds by convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. – *Aquat. Bot.*, **54**, 199–210.
- Kohl, J.-G., Woitke, P., Kühl, H., Dewender, M. und König, G. (1998) Seasonal changes in dissolved amino acids sugars in basal culm internodes as physiological indicators of the C/N-balance of *Phragmites australis* at littoral sites of different trophic status. *Aquatic Botany*, **60**, 221–240.
- Koppitz, H., Timmermann, T., Kühl, H. und Wichtmann, W. (1998) Fen restoration and reed cultivation – first results of an interdisciplinary project in Northeastern Germany – biotic aspects. In: Malterer, T. (Ed.): *Proceedings of the International Conference Peatland Restoration and Reclamation.*, Duluth (USA), S. 235–243.
- Koppitz, H., Kühl, H., Henze, R., Geißler, K., Eitner, A. und Kohl, J.-G. (1999) Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfkclone (*Phragmites australis*). I. Saisonale Entwicklung der Bestandesstruktur, Halmmorphologie und Produktivität. *Arch. Naturforsch. Land-schforsch.* (diese Ausgabe).
- Kühl, H., Woitke, P. und Kohl, J.-G. (1997) Strategies of nitrogen cycling of *Phragmites australis* at two sites differing in nutrient availability. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **82**, 57–66.
- Raghi-Atri, F. (1976) Einfluß der Eutrophierung auf den Befall von *Phragmites communis* durch die mehligke Pflaumenblattlaus (*Hyalopterus pruni* GEOFFR.) in Berlin. *Z. f. Angew. Zool.*, **63**, 365–374.
- Raghi-Atri, F. und Bornkamm, R. (1979) Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. *Arch. Hydrobiol.*, **85**(2), 192–228.
- Raghi-Atri, F. und Bornkamm, R. (1980) Über die Halmfestigkeit von Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung. *Arch. Hydrobiol.*, **90**(1), 90–105.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974) Das Schilfrohr. E., Schweizerbart, Stuttgart, 302 S.
- Rolletschek, H., Bumiller, A., Henze, R. und Kohl, J.-G. (1998) Implications of missing efflux sites on convective ventilation and amino acid metabolism in *Phragmites australis*. *New Phytologist*, **140**, 211–217.
- Rolletschek, H., Harzendorf, T., Bumiller, A. und Kohl, J.-G. (1999) Biometric differentiation in *Phragmites australis* effecting convective gas flow, oxygen supply and amino acid metabolism. *Aquatic Botany*, in press.
- Woitke, P., Kiehl, A., Kühl, H. und Kohl, J.-G. (1997) Nitrogen and carbohydrate pools of two rhizome types of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **82**(2), 161–168.

SCHILFROHRKULTUR AUF NIEDERMOOR – RENTABILITÄT DES ANBAUS UND DER ERNTE VON *PHRAGMITES AUSTRALIS*

ACHIM SCHÄFER*

*Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Lehrstuhl für
Landschaftsökonomie, Grimmer Straße 88, 17489, Greifswald*

(Eingegangen 5. März 1999; Angenommen 10. März 1999)

Der Anbau und die Ernte von Schilf ist eine mögliche Alternative von mehreren zur Sanierung der degradierten Niedermoore. Schilfrohr wird unter anderem als Material für die Dachbedeckung benötigt. Der gegenwärtige Bedarf hierfür wird zum überwiegenden Teil durch Importe aus südosteuropäischen Ländern befriedigt. Eine Erschließung des Marktpotentials ist möglich, wenn die Kosten für den Anbau und die Ernte niedriger als die am Markt zu erzielenden Erlöse sind. Das gesamte Produktionsverfahren ist bei optimistischen bis realistischen Annahmen rentabel, hier können Gewinne bis zu 915 DM ha⁻¹ erzielt werden, wohingegen unter pessimistischen Annahmen ein Verlust von 655 DM ha⁻¹ zu verbuchen ist. Eine abschließende Bewertung erfolgt durch eine Gegenüberstellung mit anderen naturverträglichen Landnutzungsformen. Die dort bilanzierten Kostenunterdeckungen bis zu knapp 1.100 DM ha⁻¹ liegen deutlich über dem "worst-case" Szenario, das jedoch ein möglicher Extremfall ist und auf sehr restriktiven Annahmen beruht.

Schlüsselwörter: Sanierung degradierter Niedermoore; *Phragmites australis*; Anbau und Ernte von Schilf; Rentabilität

Reed Cultivation on Degraded Fens – Profitability of Planting and Harvesting of *Phragmites Australis*

Reed cultivation can be recommended as an environmental sound method to the restoration of degraded fens. Reed as raw material is used, for example for thatching roofs. The current demand is satisfied by imports from southern Europe. The market potential for reed can be exploited if revenues exceed the costs of the production process.

*Tel.: +49 3834 864118; Fax: +49 3834 864107; e-mail: schaefer@mail.uni-greifswald.de

According to calculations based on optimistic to realistic assumptions a profit up to 915 DM ha⁻¹ can be realised. Based on pessimistic restrictive assumptions (worst case scenario) a loss of 655 DM ha⁻¹ results. The cultivation of reed on degraded fens is evaluated in comparison with alternative land use systems with high conservation value, in where costs exceed revenues by 438 to 1 088 DM ha⁻¹.

Keywords: Fen restoration; reed cultivation; *Phragmites australis*; economic analysis

1. EINLEITUNG

Die großflächige Entwässerung der Niedermoore durch die sogenannten "Komplexmелиorationen" und die anhaltende intensive landwirtschaftliche Nutzung waren und sind ein schwerwiegender Eingriff in das Ökosystem Niedermoor, der mit gravierenden Umweltbelastungen verbunden ist. Die Grundtendenzen künftiger Agrarpolitik deuten darauf hin, daß in Deutschland ein Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche, insbesondere außerhalb der sogenannten Gunststandorte, zu erwarten ist (Wagner, 1995). Diese prognostizierte Tendenz beträfe auch die heute noch landwirtschaftlich genutzten Niedermoorflächen, welche teilweise als Marginalstandorte gelten. Die Frage nach alternativen Nutzungsmöglichkeiten erlangt insbesondere in strukturschwachen Regionen, wie in den dünn besiedelten Jungmoränenlandschaften Nordost-Deutschlands mit schlechten Bodenbedingungen (Bork *et al.*, 1995) eine hohe Bedeutung, da sich dort, aufgrund der fehlenden Erwerbsalternativen, die ungünstigen regionalökonomischen Standortqualitäten noch weiter verschlechtern werden und das intraregionale Ost-West-Gefälle in Deutschland noch weiter zunehmen wird (Irmen *et al.*, 1995).

In jüngerer Zeit befaßten sich mehrere wissenschaftliche Institutionen mit der Sanierung der degradierten Niedermoore. Während in der Vergangenheit die Renaturierungsziele vorwiegend an einzelnen Strukturen oder Funktionen des Lebensraumes Niedermoor ausgerichtet waren, kann mittlerweile eine Tendenz zu einer ganzheitlichen Formulierung von Umweltqualitätszielen festgestellt werden. Diese Entwicklungsrichtung ist vor allem dadurch gekennzeichnet, daß ökosystemar begründete Qualitätsziele, welche sowohl biotische als auch abiotische Zusammenhänge berücksichtigen, auch für Niedermoore formuliert werden (Pfadenhauer, 1994, 1999). Neben den

Arten- und Biotopschutzzielsetzungen, die über Nutzungsumstellung, Produktionsminderung und Anhebung der Wasserstände erreicht werden können, zielt eine weitere Strategie auf die Aktivierung der Senkenfunktion durch die Einstellung ganzjährig hoher Grundwasserstände. Optimal wäre ein möglichst ganzjähriger Wasserstand in Geländehöhe bis zu einigen Dezimetern über Geländeoberkante. Durch die Wiedervernässung können vor allem die negativen externen Effekte der derzeitigen Landnutzung eliminiert werden.

In einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Pilotprojekt wurde nahe der Gemeinde Biesenbrow (Brandenburg) eine Restitution einer ursprünglich als Saatgrasland genutzten Niedermoorfläche (10 ha) durch eine Wiedervernässung eingeleitet. Infolge der höheren Grundwasserstände ist eine Fortführung der herkömmlichen landwirtschaftlichen Nutzungsweisen nicht möglich. Somit stellt sich die Frage, ob der Anbau und die Ernte von *Phragmites australis* eine zukunftsweisende und vor allem eine wirtschaftlich sinnvolle Alternative zur herkömmlichen Grünlandnutzung ist.

Heimisches Schilf wird seit Jahrhunderten als Rohstoff, vor allem im Baubereich, eingesetzt beziehungsweise verarbeitet. Die gegenwärtige Situation ist dadurch gekennzeichnet, daß das potentielle inländische Angebot an Schilfbiomasse durchaus die gegenwärtige Nachfrage nach hochwertigem Schilf befriedigen könnte. In Mecklenburg-Vorpommern wird jährlich auf einer Fläche von ca. 1.500 ha Schilf geschnitten (Bugiel, 1997). Eine vorsichtige Schätzung über den Dachreetbedarf in Norddeutschland (Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern) veranschlagt den jährlichen Umfang für Mecklenburg-Vorpommern auf etwa 300.000 Bund. Gegenwärtig werden in Norddeutschland jährlich etwa 4,8 Mio. Bund für die Neueindeckung und Reparatur von Reetdächern benötigt. Der Bedarf und somit auch der Importanteil für Dachreet (etwa 80–85%) ist leichten Schwankungen unterworfen (Engemann, 1996). Für die Substitution der Schilfimporte (etwa von 4,1 Mio. Bund Dachreet) kann bei einer angenommenen Ausbeute von 250 bis 500 Bund Dachreet je Hektar ein Flächenbedarf zwischen 9.600 bis 19.200 ha veranschlagt werden. Dieses Marktpotential kann jedoch nur erschlossen werden, wenn die Qualität des inländischen Schilfes mindestens genauso gut wie die des Importschilfes ist und wenn der Preis "stimmt". Nachfolgend werden

die ökonomischen Aspekte des Schilfanbaus und der -ernte auf degradierten Niedermoorstandorten untersucht. Die Beurteilung der Wirtschaftlichkeit erfolgt auf konventionelle agrarökonomische Weise. Die gesamten Kosten der Schilfproduktion errechnen sich aus den Kosten des Schilfanbaus zuzüglich der Erntekosten. Da bislang noch keine empirischen Daten beziehungsweise Studien zur Schilfrohrkultur auf degradierten Niedermoorstandorten vorliegen, wird die Rentabilitätsbetrachtung anhand einer Modellrechnung vollzogen. Auf der Basis einer Vollkostenrechnung werden die kalkulierten Kosten den am Markt zu erzielenden Erlösen gegenübergestellt. Eine abschließende Bewertung erfolgt durch einen Vergleich mit anderen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren beziehungsweise anderen naturverträglichen Landnutzungsformen.

2. BESTANDESBEGRÜNDUNG

In Deutschland wurde ein gezielter landwirtschaftlicher Anbau großflächiger Schilfbestände auf degradierten Niedermoorstandorten in der Praxis noch nicht erprobt. Allgemein können folgende Etablierungsmethoden angewandt werden:

- Pflanzung von im Topf vorgezogenen Setzlingen (aus Aussaat oder Meristemkultur),
- Setzen von Halmstecklingen (waagerecht und senkrecht) und
- Aussaat durch Verteilen von Schilfrispen beziehungsweise gehäckseltem Schilfmaterial auf der Fläche (vergleiche Bittmann, 1953; Hawke und José, 1996).

Bei der Bestandesbegründung auf der Pilotfläche in Biesenbrow wurden diese Verfahren erprobt (die Details werden bei Koppitz *et al.*, 1999 und Timmermann, 1999 dargestellt). Zur Vorbereitung für die Pflanzung beziehungsweise Aussaat wurde der Großteil der Versuchsfläche nach der Mahd des vorhandenen Aufwuchses umgebrochen, gewalzt und geeeggt. Die Pflanzung der vorgezogenen Setzlinge erfolgte manuell mittels Spaten. Aufgrund der verschiedenen Pflanzdichten, der geringen Größen der einzelnen Versuchsparzellen sowie deren mosaikhafter Verteilung auf der Versuchsfläche war eine maschinelle Pflanzung in diesem Fall nicht praktikabel und auch

mangels Erfahrung zu riskant. Aus ökonomischer Sicht sind insbesondere die verschiedenen Pflanzdichten, Pflanzgutkosten sowie die Kosten für die Bodenbearbeitung und die Pflanzung von Relevanz.

Die Kosten der Etablierungsmethoden sind in der Tabelle I dargestellt. Die sehr hohen Pflanzdichten (bis zu 10 Pflanzen pro m^2), welche auf der Pilotfläche in Biesenbrow realisiert wurden, waren in erster Linie durch die auf drei Jahre befristete Laufzeit des Verbundprojektes begründet. Innerhalb dieser kurzen Zeit sollte eine zügige und vor allem erfolgreiche Schilfeta-blierung erfolgen. Somit erschien es sinnvoll, auch eine zusätzliche Sicherheit gegen eventuelle witterungsbedingte Ausfälle und schädlingsbedingte Kalamitäten einzuplanen. Obwohl bei geringeren Pflanzdichten das Risiko der Verdrängung durch Konkurrenzarten steigt, zeigen die bisher gemachten Erfahrungen, daß Pflanzdichten von 5.000 bis 10.000 Pflanzen ha^{-1} voll ausreichend sind. Ein geschlossener Röhrichtbestand ist bei entsprechendem Wasserstand in drei bis vier, ein erntefähiger Bestand in vier bis sechs Jahren vorhanden (ausführlicher hierzu Timmermann, 1999). Abweichend von den tatsächlich auf der Pilotfläche realisierten Pflanzdichten wurden daher bei der Kalkulation realistischere Pflanzdichten (Spalte A und B in Tab. I) zugrunde gelegt. Beim Übergang zu einer Massenproduktion

TABELLE I Kosten der Bestandesbegründung
TABLE I Cost of reed stands

		A	B	C	D
Pflanzdichte	Pflanzen ha^{-1}	10.000	5.000	5.000	10.000
Pflanzgutkosten	DM je Pflanze	1	1	0,75	0,05
Pflanzgutkosten	DM ha^{-1}	10.000	5.000	3.750	500
Bodenbearbeitung ^(a)	DM ha^{-1}		170		
Pflanzkosten ^(a)	DM ha^{-1}		650		
Summe (= PV)	DM ha^{-1}	10.820	5.820	4.570	1.320
Unendliche Rente^(b)					
($i = 2\%$)	DM ha^{-1}	216	116	91	26
($i = 4\%$)	DM ha^{-1}	433	233	183	53
Annuität^(c)					
($t = 20, i = 2\%$)	DM ha^{-1}	656	353	277	80
($t = 20, i = 4\%$)	DM ha^{-1}	786	423	332	96
($t = 30, i = 2\%$)	DM ha^{-1}	480	258	203	59
($t = 30, i = 4\%$)	DM ha^{-1}	619	333	262	76

Spalte A–C: Pflanzmaterial: vorgezogene Setzlinge, Spalte D: Pflanzmaterial: Schilfhalm.

^(a) nach Hartmann und Strehler 1995: 300; ^(b) $R = PV \cdot i$; ^(c) $A = PV \cdot i / (1 - e^{(-i \cdot T)})$.

Quelle: Eigene Berechnungen.

von Schilfsetzlingen erscheint die Annahme eines niedrigeren Preises durchaus gerechtfertigt. In Spalte C wurde daher ein Preis von 0,75 DM je Pflanze angenommen. Ob künftig ein wesentlich niedrigerer Preis möglich ist, darf bezweifelt werden, da die Anzucht des Pflanzmaterials sehr arbeits- und damit kostenintensiv ist.

Als eine weitere Variante (Spalte D) sei schließlich noch die Halmpflanzung aufgeführt, die in der Literatur hinsichtlich der Gewinnung des Pflanzmaterials als eine kostengünstige Variante beschrieben wird. Für die Werbung von bis zu 1.000 Halmen mit der Sichel oder Sense benötigen 2 Arbeitskräfte etwa eine Stunde (Bittmann 1953: 32 ff.). Bei Ansatz von $25 \text{ DM h}^{-1} \text{ AK}^{-1}$ errechnet sich somit ein Preis von 0,05 DM je Halm. Die praktische Handhabung dieser Methode stellte sich auf der Versuchsfläche jedoch als problematisch dar (Timmermann, 1999). Auch ist darauf hinzuweisen, daß für diese Pflanztechnik, insbesondere den Einsatz von Pflanzmaschinen, bislang so gut wie keine Erfahrungen vorliegen. Die auf der Versuchsfläche ebenfalls getestete Bestandesetablierung mittels Aussaat von Schilfrispen wurde ökonomisch nicht kalkuliert. Es ist zwar von Vorteil, daß das Saatgut kostengünstig bereitgestellt werden kann und auch der Ausbringungsaufwand vergleichsweise gering ist, als Nachteil muß jedoch mit einem sehr hohen Anwuchsisiko gerechnet werden. Aufgrund der unsicheren Mortalität ist der Anwuchserfolg schlecht ökonomisch kalkulierbar.

In Anlehnung an Kostenbetrachtungen für die Erstanlage eines *Miscanthus*-Bestandes wird bei allen Varianten für die Vorbereitung des Bodens zur Pflanzung der Setzlinge 170 DM ha^{-1} für die Bodenbearbeitung und 650 DM ha^{-1} für die Pflanzung mit einer manuell beschickten Pflanzmaschine veranschlagt (Hartmann und Strehler 1995: 300). Einschränkend ist darauf hinzuweisen, daß die für die Bestandesetablierung zugrunde gelegten Daten aufgrund des Forschungs- und Demonstrationscharakters bei *Miscanthus* nicht ohne weiteres auf einen großflächigen Anbau übertragbar sind und eine leistungsfähigere Pflanztechnik gefordert wird (Isensee *et al.*, 1992). Insbesondere sollte langfristig eine Vollautomatisierung der Pflanzung mit einer entsprechenden Logistik angestrebt werden. Die Untersuchungen verschiedener Pflanztechniken zeigten, daß eine kostengünstigere Bestandesetablierung möglich ist (Quest, 1994: 166 ff.). Zudem können durch den Einsatz von technischen und pflanzenbaulichen

Maßnahmen die Investitionsrisiken gemindert und der Anwuchserfolg sowie die Bestandesentwicklung günstig beeinflußt werden. Dieser Aspekt erlangt deshalb eine hohe Bedeutung, weil die Jungpflanzen innerhalb eines begrenzten Zeitraumes (Mitte Mai bis Mitte Juni) fehlstellenfrei und exakt ausgebracht werden müssen (Isensee und Quest, 1994).

Im Ergebnis ist zunächst einmal die große Spannweite bei den Kosten der Bestandesetablierung von Bedeutung, welche vornehmlich durch die Pflanzgutkosten der Setzlinge bestimmt sind. Für die Transformation der punktuell anfallenden Etablierungskosten zum Zeitpunkt t_0 in eine stetige Stromgröße zur Berechnung der jährlich wiederkehrenden Kosten stehen prinzipiell, je nach gewähltem Zeithorizont, zwei finanzmathematische Verfahren zur Verfügung: die Berechnung einer jährlich konstanten Annuität mit endlicher Periode sowie die Berechnung einer Unendlichen Rente mit unendlicher Periode. Eine jährlich konstante Annuität A berechnet sich wie folgt: $A = PV * i / (1 - e^{-i * T})$. PV ist die Abkürzung für den "Present Value" und bezeichnet den Gegenwartswert beziehungsweise das Investitionsvolumen, i entspricht dem Zinsfaktor, e der Euler'schen Zahl, und T gibt den begrenzten Zeitrahmen wieder. Die Annuität bezeichnet somit eine jährlich wiederkehrende konstante Summe, welche berücksichtigt, daß die getätigte Investition sich in dem zugrunde gelegten Zeitraum einschließlich der Zinsen und Zinseszinsen amortisiert. Nach Ablauf des begrenzten Zeitrahmens stehen dann (Bildung der kalkulierten Rücklagen vorausgesetzt) die finanziellen Ressourcen für eine Neuanschaffung wieder zur Verfügung. Durch die Euler'sche Zahl wird hier implizit eine stetige Verzinsung angenommen, obwohl in der Praxis normalerweise eine diskrete Verzinsung üblich ist. Da diese umständlicher zu handhaben ist, soll dieser Konvention hier nicht gefolgt werden. Die Abweichungen sind vernachlässigbar gering.

Die Unendliche Rente R berechnet sich mit Hilfe der Formel $R = PV * i$. Im Unterschied zur Annuität werden keine Rücklagen für eine Reinvestition gebildet. Das investierte Kapital wird lediglich verzinst. Damit wird der Tatsache Rechnung getragen, daß die Investition auch woanders hätte erfolgen können. Im vorliegenden Fall bezeichnen die jährlich wiederkehrenden Zahlungen somit die Opportunitätskosten der Bestandesetablierung von *Phragmites*.

Welches der beiden Verfahren hier angewandt werden soll, hängt davon ab, welcher Zeitrahmen für die Kalkulation zugrunde gelegt werden soll. Da Schilfröhrichte als dauerhafte Pflanzengemeinschaften angesprochen werden, könnten die jährlichen Kosten der Bestandesetablierung prinzipiell mit Hilfe der Unendlichen Rente berechnet werden. Falls die Schilfbestände bis "in alle Ewigkeit" bestehen und bewirtschaftet werden, wären somit, bei Verwendung des "richtigen" Zinssatzes, die jährlich wiederkehrenden Kosten der Investition gegeben. Probleme könnten sich allerdings ergeben, wenn zu einem späteren Zeitpunkt eine alternative Flächennutzung angestrebt wird, oder wenn, beispielsweise infolge züchterischen Fortschritts, zu einem späteren Zeitpunkt eine deutlich besser geeignete Pflanze eine erneute Bestandesetablierung erforderlich machen würde. Da in diesem Fall keine Rücklagen vorhanden wären, erscheint die Annuität als das sicherere Verfahren. Für die Berechnung der Annuität ist es erforderlich, daß ein begrenzter Zeitrahmen festgelegt werden muß. Angesichts der hohen Etablierungskosten wird daher, wie dies bei anderen landwirtschaftlichen Dauerkulturen üblich ist, eine Umtriebszeit von 20 beziehungsweise 30 Jahren kalkuliert. Die jährlichen Kosten der Bestandesetablierung durch Pflanzung vorgezogener Setzlinge belaufen sich, in Abhängigkeit vom gewählten Zinssatz (2 beziehungsweise 4%), auf 203 bis 786 DM ha⁻¹.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß die Kosten der Bestandesetablierung im wesentlichen durch die hohen Kosten des Pflanzmaterials und die -dichten bestimmt werden. Ein sehr kostengünstiges Etablierungsverfahren ist die Halmpflanzung (Variante E). Daher sollte dieser Pflanzmethode besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

3. SCHILFERNTE

Darstellungen zur Schilfernte sind in der Literatur nur ansatzweise zu finden. Einen guten Überblick zu den Erntetechniken gibt Rudescu für das in Rumänien befindliche Gebiet des Donaudeltas (Rudescu, 1965; vergleiche auch Rodewald-Rudescu, 1974 und de la Cruz, 1978). Die verschiedenen zur Verfügung stehenden Erntetechniken im aqua-

tischen Bereich werden von Schuster (1984) dargestellt. Ebenfalls für den aquatischen Bereich beschreiben Björk and Graneli (1978) sowie Graneli (1984) verschiedene Erntetechniken, allerdings (im Unterschied zu den zuvor genannten Studien) mit dem Zweck einer energetischen Verwertung der Schilfbiomasse. Die praktischen Erfahrungen, die bei der Schilfernte im aquatischen Bereich vorliegen, können zum Teil auch für die Schilfernte im semi-aquatischen bis terrestrischen Bereich übernommen werden. Detaillierte Untersuchungen, die sich mit der Ökonomie der Schilfernte befassen, konnten nicht ausgemacht werden; allenfalls finden sich rudimentäre Hinweise, welche zu einer umfassenden Beurteilung der Wirtschaftlichkeit nicht ausreichen. Prinzipiell können zwei Ernteverfahren unterschieden werden:

- Werbung von hochwertigem Schilf sowie
- Werbung von minderwertigem Schilf.

Die Modellkalkulation bezieht sich auf das erstgenannte Ernteverfahren und berechnet die Kosten, welche bei der Ernte für Dachreet beziehungsweise hochwertiges Industriereet entstehen. Bei dem zweiten Produktionsverfahren soll das aufwachsende Schilf mit dem Ziel einer energetischen beziehungsweise stofflichen Verwertung geerntet werden. Aufgrund der mangelnden praktischen Erfahrungen und bislang ungeklärter praktischer Detailfragen, insbesondere hinsichtlich der Befahrbarkeit von Niedermoorböden mit schwerem Erntegerät, wurde eine Kalkulation für dieses Verfahren nicht vorgenommen.

Die Ernte des Schilfrohrs erfolgt im Winter. Es wird unterstellt, daß die Ernte jährlich erfolgen kann und keinen negativen Einfluß auf die unterstellten Erntemengen hat. Im Gegenteil hat eine regelmäßige Mahd positive Auswirkungen sowohl auf die Qualität als auch auf den jährlichen Ertrag des Schilfes (Björndahl, 1985; Sieghardt und Maier, 1985). Des weiteren wird zunächst vereinfachend davon ausgegangen, daß sich die Schilfbestände bereits in einem quantitativ und qualitativ ausreichenden, erntefähigen Zustand befinden. Damit werden die zuvor diskutierten ökonomischen Aspekte einer Verteilung der jährlich anfallenden Kosten der Bestandesetablierung sowie die unterschiedliche Etablierungsgeschwindigkeit bei verschiedenen Pflanzdichten zunächst einmal ausgeklammert. Im Hinblick auf die anschließende Weiterverarbeitung kann die Ernte von Dachreet und

Qualitätsschilf als ein Produktionsverfahren zusammengefaßt werden, da bei beiden Produktlinien in erster Linie hochwertiges Schilf geerntet werden soll. (Zu den erforderlichen Produkteigenschaften vergleiche Schäfer, 1996.) Das Produktionsverfahren umfaßt die Mahd des aufwachsenden Schilfs und das anschließende manuelle Kämmen der Schilfhalme.

Für die Mahd der Schilfbestände stehen im allgemeinen verschiedene Erntetechniken und moderne Erntemaschinen zur Auswahl. Bis in die heutige Zeit sind aber auch althergebrachte manuelle Erntetechniken regional noch verbreitet (zu den verschiedenen traditionellen Erntetechniken vergleiche Schattke, 1992: 45 ff.). Allerdings erscheinen die manuellen Erntetechniken aufgrund des hohen Arbeitskräfteanteils und der damit verbundenen hohen Lohnkosten nicht wettbewerbsfähig. Daher wird auf eine Kalkulation manueller Ernteverfahren verzichtet. Gleichwohl ist darauf hinzuweisen, daß die manuelle Schilfernte bei den Rohrdachdeckern in Norddeutschland noch weit verbreitet ist.

Für die Modellrechnung wird die Mahd mit Hilfe einer Saiga-Erntemaschine angenommen. Bei dieser Erntemaschine handelt es sich um ein mit Niederdruckreifen (Ballonreifen) bestücktes landwirtschaftliches Fahrzeug, welches bereits jahrzehntelang weltweit ohne nennenswerte technische Änderungen für die Schilfernte im semi-aquatischen Bereich eingesetzt wird (ausführlicher zu Schilferntemaschinen Wichtmann, 1999). Die in der Modellkalkulation zugrunde gelegten physischen Rahmendaten basieren auf betriebswirtschaftlichen Kalkulationsdaten eines realen Beispielbetriebes, in welchem diese Erntemaschine bereits seit längerer Zeit eingesetzt wird (Schröder, 1997). Die finanzmathematischen und abschreibungstechnischen Rahmendaten wurden in Anlehnung an allgemeine agrarökonomische Parameter ergänzt beziehungsweise modifiziert.

Die Anschaffungskosten (A) der Erntemaschine belaufen sich auf etwa 170.000 DM. Die Umwandlung dieser Bestandsgröße in eine Stromgröße erfolgt mit Hilfe der bereits beschriebenen Annuitätenmethode. Dadurch wird berücksichtigt, daß die Maschine in dem zugrunde gelegten Zeitraum wirtschaftlich abgenutzt wird und danach die finanziellen Ressourcen für eine Neuanschaffung wieder zur Verfügung stehen.

Bei einer betriebsindividuellen Kostenkalkulation ist zu berücksichtigen, daß eine korrekte Abschreibung von der tatsächlichen

Inanspruchnahme der Erntemaschine vorgegeben wird. Der Verschleiß kann entweder leistungsabhängig (jährlich abgegebene Leistungseinheiten) oder zeitabhängig (Höchstnutzungsdauer in Jahren) ermittelt werden. Wird die Erntemaschine viel genutzt, dann wird sie schneller abgenutzt als eine wenig genutzte, der Verschleiß und die Abschreibung sind dann nutzungs- und nicht zeitabhängig. Im vorliegenden Fall kann die Erntemaschine durchaus für einen längeren Zeitraum eingesetzt werden. Allerdings ist zu beachten, daß dann vermehrt mit Ausfällen infolge von Materialverschleiß zu rechnen ist, die höhere Stillstandszeiten und eine eingeschränkte Betriebssicherheit beziehungsweise zusätzliche Kosten verursachen können. Als Faustregel wird in der Praxis vielfach eine lineare Abschreibung ($A/\text{Nutzungsdauer}$) vorgenommen, zusätzlich wird der Kapitaldienst mit der Hälfte des Anschaffungswertes zu einem üblichen Zinssatz kalkuliert. (Zum Zusammenhang von jährlicher Abschreibung und Auslastung einer Maschine vergleiche ausführlich Brandes und Odening, 1992.) Bei einer zehnjährigen Abschreibungsdauer ($T = 10$) und einem Zinssatz von 6% p.a. errechnet sich für die Erntemaschine eine Annuität in Höhe von 22.616 DM, welche die jährlichen fixen Kosten unter Berücksichtigung der Zinsen und Zinseszinsen darstellt. Bei der praxisüblichen Kalkulation der Abschreibung würden jährlich 22.100 DM ($= 170.000/10 + 170.000 \cdot 0,06$) angesetzt.

Des weiteren sind als fixe Kosten die Kosten für die Unterbringung der Erntemaschine, Versicherung, Allgemeine Geschäftskosten und Betriebssteuern und -lasten zu berücksichtigen. In Anlehnung an das Berechnungsschema des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL, 1996) werden die in Tabelle II aufgeführten Anhaltswerte (in Prozent vom Anschaffungswert A) zugrunde

TABELLE II Kalkulation der sonstigen fixen Kosten
TABLE II Calculation of further fixed costs

	% von A	DM pro Jahr bei $A = 170.000 \text{ DM}$
Unterbringung	0,5 – 1	850 – 1.700
Versicherung	0,5	850 – 850
Allgemeine Geschäftskosten	2,5 – 3,5	4.250 – 5.950
Betriebssteuer und -lasten	0,4 – 0,6	680 – 1.020
Summe		6.630 – 9.520

Quelle: Anhaltswerte in Anlehnung an KTBL 1996 und eigene Berechnungen.

gelegt. Anzumerken ist jedoch, daß eine Zuordnung der allgemeinen Geschäftskosten kaum verursachungsgerecht für die Schilfproduktion erfolgen kann. Strenggenommen können diese nur angerechnet werden, wenn ein Betrieb sich ausschließlich auf die Schilfproduktion spezialisieren würde. Dies dürfte jedoch nur in wenigen Ausnahmen der Fall sein, in der Regel wird die Schilfernte von heimischen Rohrdachdeckern vorgenommen. Auch bei landwirtschaftlichen Betrieben kann davon ausgegangen werden, daß weitere Betriebszweige vorhanden sind. Bei den ausgewiesenen Kosten für die Unterbringung wird implizit unterstellt, daß für die Erntemaschine ein neues Gebäude errichtet wird. Auch diese Annahme wird bei der betriebsindividuellen Kalkulation von nachrangiger Bedeutung sein, da vielfach bereits vorhandene Altgebäude existieren und frei vorhandene Kapazitäten genutzt werden können. Nur wenn dies nicht der Fall ist und der Bau eines neuen Gebäudes für die Erntemaschine notwendig wird, sind diese Kosten dem Produktionsverfahren anzurechnen.

Die sonstigen fixen Kosten der Erntemaschine bewegen sich in einem Intervall von 6.630 bis 9.520 DM pro Jahr. Für die nachfolgende Kalkulation wird der Mittelwert in Höhe von 8.075 DM pro Jahr zugrunde gelegt. Zusammen mit der Annuität errechnen sich somit die jährlichen Fixkosten der Erntemaschine in Höhe von 30.616 DM (vergleiche Tab. III). Aufgrund der unterstellten Annahmen sind die hierunterstellten Fixkosten als Obergrenze zu betrachten. Durch eine längere Nutzungsdauer der Erntemaschine und eine verursachungsgerechte Zurechnung der Unterbringungs- und der allgemeinen Geschäftskosten können die jährlichen Fixkosten deutlich nach unten korrigiert werden.

Die flächenbezogenen Spezialkosten der Erntemaschine können unter bestimmten Annahmen wie folgt hergeleitet werden: Die Schilfernte beginnt frühestens nach dem ersten strengen Frost und erstreckt sich auf die Wintermonate, das heißt im günstigsten Fall etwa ab Anfang November bis Ende Februar (vergleiche hierzu auch die in Mecklenburg-Vorpommern gültige Richtlinie zur Mahd von Schilfrohr vom 30. November 1992). Rein rechnerisch könnte die Erntemaschine somit etwa maximal 120 Tage pro Saison eingesetzt werden. Aufgrund witterungsbedingter Unwägbarkeiten sowie arbeitsrechtlicher Einschränkungen ist jedoch davon auszugehen, daß dieses Maximum nicht ausgeschöpft werden kann. Realistischer erscheint hier der in der

TABELLE III Produktionsverfahren Dachreet-/Qualitätsschilferzeugung
TABLE III Production of thatch and other high quality reed

			DM ha ⁻¹	DM je Bund (1)	(2)
Feste Kosten Erntemaschine	DM pro Jahr	30.616	128	0,51	0,26
Variable Kosten der Mahd					
Lohnkosten (25 DM h ⁻¹)			150		
Maschinenkosten			25		
Betriebskosten			10		
Summe Variable Kosten der Mahd			185	0,74	0,37
Kämmen und Binden	Bund je Tag	120			
Lohnkosten (25 DM/h)	DM je Tag	200			
				1,67	1,67
Sonstige Kosten					
Pacht			100	0,40	0,20
Transportkosten (15–20 km)			0,10	0,10	0,10
Lagerkosten			0,10	0,10	0,10
Kosten Insgesamt			880–1.350	3,52	2,70
Erlös			875–1.750	3,50	3,50
Gewinn/Verlust			–5–400	–0,02	0,80

(1) Ernte von 250 Bund Dachreet je ha.

(2) Ernte von 500 Bund Dachreet je ha.

Quelle: Eigene Berechnung.

landwirtschaftlichen Arbeitswirtschaft gebräuchliche Begriff der Feldarbeitstage, welcher den Zeitraum bezeichnet, in dem das Klima die Durchführung von Feldarbeiten gestattet. Die Feldarbeitstage beziehen sich dann auf alle Werkstage (Samstag 1/2 Tag) abzüglich Schlechtwettertage. Unter der realistischeren Annahme, daß eine Saison in etwa 60 Feldarbeitstage umfaßt und täglich eine Fläche von etwa 4 ha Schilf geschnitten werden kann, berechnen sich die flächenbezogenen Spezialkosten der Erntemaschine auf 128 DM je Hektar.

Für die Bedienung der Erntemaschine sowie das Aufnehmen und Stapeln der Rohbunde werden insgesamt drei Arbeitskräfte benötigt. Bei einem Lohnansatz von 25 DM h⁻¹ und acht Stunden Arbeitszeit pro Tag betragen die proportionalen Lohnkosten 150 DM je Hektar. Für Reparatur, Wartung, Ersatzteile und Garn werden etwa 6.000 DM pro Jahr veranschlagt. Bei einer unterstellten Jahresleistung von 240 ha errechnen sich somit 25 DM ha⁻¹. Bei einer Tagesleistung von vier Hektar betragen die proportionalen Kraftstoffkosten 10 DM ha⁻¹.

Die Ladekapazität der Erntemaschine umfaßt etwa 500 Rohbunde. Nachdem diese ausgeschöpft ist, wird das Ladegut zu einem zentralen

Sammelplatz (in der Regel außerhalb der Schilfbestände) gebracht. Anschließend wird das Schilfrohr manuell gereinigt und gebunden. Dieser Arbeitsgang kann, beim Vorhandensein ausreichender Arbeitskräfte, entweder parallel zum Schneiden mit der Erntemaschine oder anschließend erfolgen. Zum Reinigen des Schilfrohrs wird ein großer, langgezinkter Rohrkamm, der auf einem tischhohen Gestell angebracht ist und mit den Zinken nach oben zeigt, benutzt. Die Halme werden am dünnen Ende mit beiden Händen zusammengepackt, in den Kamm geschlagen und mehrfach durchgehechelt, wodurch die welken Blätter und die minderwertigen Halme von den qualitativ hochwertigen Halmen getrennt werden. Das verbleibende hochwertige Schilf wird anschließend mit Hilfe einer Presse zu handelsüblichen Bünden zusammengebunden. Pro Arbeitskraft können bei diesem Arbeitsgang und einer täglichen Arbeitszeit von 8 Stunden (maximal) etwa 120 Dachreetbunde pro Arbeitstag verarbeitet werden. Bei einem Lohnsatz von 25 DM h^{-1} errechnen sich somit proportionale Lohnkosten für das Kämmen und Binden in Höhe von 1,67 DM pro Bund.

Falls für die Flächen, auf denen das Schilf geerntet wird, Pacht gezahlt werden muß, ist diese aus einzelwirtschaftlicher Sicht ebenfalls bei einer Kostenkalkulation zu berücksichtigen. Für den Transport vom Feld zum Hof (Entfernung ca. 15–20 km) werden pauschal pro Bund 0,10 DM veranschlagt. Bei den Lagerkosten werden ebenfalls etwa 0,10 DM pro Bund in Rechnung gestellt. Bei dem letztgenannten Posten ist zu berücksichtigen, daß an die baulichen Ausführungen des Lagerplatzes zwar keine allzu hohen Ansprüche gestellt werden. Zu beachten ist jedoch, daß die zu lagernden Schilfbünde ziemlich voluminös sind und somit die Errichtung zusätzlicher Lagerkapazität erforderlich werden könnte. In diesem Falle wären gegebenenfalls höhere Lagerkosten anzusetzen.

In der Tabelle III sind die verschiedenen Kostenkomponenten für die Mahd, das Kämmen und Binden sowie die sonstigen Kosten zusammenfassend aufgelistet. Für die Umrechnung der flächenbezogenen Kosten auf das Bund wird eine Ausbeute von 250 beziehungsweise 500 Bund pro Hektar unterstellt. Diese Ausbeute von verwertbarem Dachreet entspricht in etwa den regionalen Gegebenheiten in Nordostdeutschland. Implizit wird also davon ausgegangen, daß die unterstellten Erntemengen langjährige Durchschnittswerte

bezeichnen und jährlich vorkommende Schwankungen ausgeglichen werden.

In Tabelle III wurde ein Erlös von 3,50 DM je Bund angenommen, der im Durchschnitt von den Rohrdachdeckern bei der Preiskalkulation zugrunde gelegt wird. Die durchgeführte Kalkulation zeigt, daß unter den zugrunde gelegten Annahmen sowie der unterstellten Erntetechnik die Gewinnschwelle etwa bei einer Ernte von 250 Bund je Hektar erreicht werden kann. Hierbei sind die Kosten der Bestandesetablierung (vergleiche Tab. I) noch nicht berücksichtigt. Die Situation entspricht somit der eines bereits etablierten Bestandes und kann beispielhaft für die derzeitige Situation der inländischen Schilfernte durch die heimischen Rohrwerber, welche das Schilfrohr betriebsintern verwerten können, bezeichnet werden.

4. DISKUSSION

Die aufgestellte Modellkalkulation zur Schilfernte fußt auf verschiedenen vorsichtig gewählten Annahmen, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind. Zu diskutieren sind insbesondere die Zurechnung und Höhe der gewählten Kostenparameter. Außerdem sind die Kosten der Bestandesbegründung zu beachten.

4.1. Bestandesbegründungskosten

Die Höhe der einmalig anfallenden Bestandesbegründungskosten ist von der Pflanzdichte und den Kosten der Setzlinge abhängig. Die Transformation in eine jährliche Stromgröße wird wesentlich von der Laufzeit und dem Zinssatz beeinflusst. Bei der in Tabelle I aufgeführten Obergrenze (Spalte B) wurde eine hohe Pflanzdichte von 10.000 Pflanzen ha^{-1} und eine kurze Armotisationsdauer von 20 Jahren unterstellt. Angesichts der gemachten Erfahrungen ist eine Pflanzdichte mit 5.000 Pflanzen hinreichend. Auch können die Schilfröhrichte deutlich länger als 20 Jahre genutzt werden. Aus ökonomischer Sicht erscheint daher ein deutlich längerer Nutzungszeitraum sinnvoll. Wird ein solcher realisiert, dann liegen die jährlichen Kosten der Bestandesbegründung etwa zwischen 100 und 200 DM ha^{-1} .

4.2. Lohnkosten

In der Kalkulation wurde ein Lohnsatz (einschließlich aller Nebenkosten) in Höhe von 25 DM h⁻¹ unterstellt. Dieser Satz liegt etwas über dem derzeit üblichen Lohnniveau in der Landwirtschaft. Laut Agrarbericht der Bundesregierung betrug 1996 der Durchschnittslohn eines Landarbeiters im früheren Bundesgebiet 17,10 DM h⁻¹ (Agrarbericht, 1997: 53). Der Agrarbericht von Mecklenburg-Vorpommern 1995 unterstellt zur Berechnung der Wirtschaftlichkeit einzelner Produktionsverfahren des Pflanzenbaus einen Lohnsatz von 20 DM AK⁻¹ h⁻¹ (Agrarbericht MVP, 1995: 45).

Die hier zugrunde gelegten Lohnkosten sind bei einem Vergleich der internationalen Wettbewerbsfähigkeit von besonderer Relevanz. Zunehmend wird in Nordostdeutschland Schilfrohr aus baltischen Ländern (Polen, Estland, Lettland) zu Preisen von 1,50 bis 2,00 DM je Bund frei Hof angeboten. Der Import von Schilfrohr aus südosteuropäischen Ländern ist mit entsprechend höheren Transportkosten verbunden. Die komparativen Kostenvorteile dieser Länder rühren vor allem aus den sehr niedrigen Lohnkosten. Würde anstatt der hier unterstellten 25 DM ein Lohnsatz von 15 DM h⁻¹ angenommen, dann reduzierten sich die Kosten für die Schilfernte in Abhängigkeit von der Erntemenge bei 250/500 Bund ha⁻¹ auf 2,60/1,90 DM je Bund (650/950 DM ha⁻¹).

4.3. Feste Kosten der Erntemaschine und Degressionseffekte

Bei den Fixkosten für die Erntemaschine wurden Unterbringungs- und allgemeine Geschäftskosten angenommen, obwohl eine verursachungsgerechte Zuordnung schwierig erscheint. Eine Zurechnung könnte nur dann gerechtfertigt werden, wenn es sich um einen Spezialbetrieb handelt, dessen Betriebszweck alleinig die Produktion von Qualitätsschilf ist. Wird die Schilfernte von landwirtschaftlichen Betrieben oder von den in der Region ansässigen Rohdachdeckern durchgeführt, kann dieser Posten gegebenenfalls nach unten korrigiert werden. Ferner wurde eine konstante Auslastung von 60 Feldarbeitstagen und eine Tagesleistung von 4 ha unterstellt. Durch eine bessere Ausnutzung der Erntemaschine können sich Degressionseffekte ergeben, die hier jedoch nicht berücksichtigt wurden. In der Praxis

ist davon auszugehen, daß die beiden Variablen nicht konstant, sondern jährlichen Schwankungen unterworfen sind. Weitere Degressionseffekte können sich aus arbeitsorganisatorischer Sicht durch das Verhältnis von tatsächlicher Arbeitszeit, Rüstzeit und unterschiedlichen Schlaggrößen ergeben.

4.4. Honorierung ökologischer Leistungen

Die ökologische Leistung sanierter Niedermoore besteht vornehmlich in der dauerhaften Festlegung von Kohlenstoff. Die Verminderung der CO₂-Emissionen ist ein umweltpolitisch angestrebtes Ziel, dessen Erreichung volkswirtschaftliche Kosten hervorruft. Der ökonomische Nutzen einer Kohlenstofffestlegung besteht darin, daß an anderer Stelle der Volkswirtschaft Kosten eingespart werden können. Eine Honorierung dieser Leistung kann nach dem Standard-Preis-Ansatz in Abhängigkeit von der C-Akkumulation erfolgen (ausführlich hierzu Schäfer und Degenhardt, 1999). Nach Ansicht der OECD (1994) sind die in den skandinavischen Ländern eingeführten Steuersätze (etwa 60 bis 70 DM je t CO₂) hoch genug, um spürbare Lenkungswirkungen zu entfalten.

Tabelle IV enthält drei mögliche Szenarien des Produktionsverfahrens einschließlich der Bestandesbegründungskosten. Da die Kosten für das Kämmen und Binden nicht an die Fläche gebunden ist, wurden die flächenbezogenen Kosten (linksbündige Spalten) in DM je Bund umgewandelt. Nach Zuschlag der Kosten für das Kämmen und Binden sind dann wieder die flächenbezogenen Kosten ausgewiesen. Das optimistische Szenario A geht von niedrigen Bestandesbegründungskosten, einer sehr langen Nutzungsdauer der Schilfröhrichte, einem hohen Ertragsniveau und niedrigen Lohnkosten (12 DM h⁻¹) aus. Das realistische Szenario B unterstellt günstige Bestandesbegründungskosten, eine längere Nutzungsdauer der Schilfbestände und moderate Lohnkosten (17,50 DM h⁻¹). Im "worst-case" Szenario C schließlich wurden hohe Bestandesbegründungskosten, eine kurze Nutzungsdauer der Schilfbestände (20 Jahre), ein sehr niedriges Ertragsniveau, hohe Lohnkosten (25 DM h⁻¹) für die Ernte und außerdem ein niedrigerer Erlös (2,50 DM je Bund) unterstellt. Bei allen drei Szenarien wurde angenommen, daß es nach einer Wiedervernässung kurzfristig wieder zu einer jährlichen Festlegung

TABELLE IV Szenarien zum Produktionsverfahren Dachreet- /Qualitätsschilferzeugung

TABLE IV Production scenarios of thatch and other high quality reed

		<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>
		<i>Optimistisch</i>	<i>Realistisch</i>	<i>Pessimistisch</i>
Bestandesbegründung	DM je ha	100	350	750
Schilfernte	DM je ha	235	268	313
Sonstige Kosten		200	175	150
Zusammen	DM je ha	535	793	1.213
Ertragsniveau	Bund	500	375	250
	DM je Bund	1,07	2,11	4,85
Kämmen und Binden	DM je Bund	0,80	1,17	1,67
	DM je Bund	1,87	3,28	6,52
Kosten insgesamt	DM je ha	935	1.231	1.630
Erlös	DM je Bund	3,50	3,50	2,50
Erlös	DM je ha	1.750	1.313	875
Honorierung der	DM je ha	100	100	100
C-Festlegung				
Gewinn/Verlust	DM je ha	915	182	-655

Quelle: Eigene Berechnungen nach Tabelle I und III.

von 0,4 t C (entspricht 1,47 t CO₂) kommt und die C-Festlegung mit etwa 100 DM honoriert wird.

Im Ergebnis kann bei der optimistischen Variante A ein Gewinn von 915 DM je ha erzielt werden, während bei der pessimistischen Variante C einen Verlust in Höhe von 655 DM je ha zu verzeichnen ist. Aufgrund der zugrunde gelegten Annahmen sind beide Varianten als Extremfälle zu betrachten. Durch den Vergleich mit anderen Landnutzungsweisen können aufschlußreiche Erkenntnisse abgeleitet werden.

- Ein Vergleich mit anderen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren zeigt, daß selbst das “worst-case” Szenario nicht wesentlich schlechter abschneidet als die meisten konventionellen Produktionsverfahren, die oft nur durch die Gewährung von Flächenprämien rentabel sind. Selbst hochertragreiche Intensivnutzungen erwirtschaften Defizite von mehreren 100 DM ha⁻¹ a⁻¹. Auch die Wirtschaftlichkeit von Intensivnutzungen auf mittleren Standorten wird vielfach nur durch staatliche Transfers gewährleistet (Ham-picke, 1997). Bei der Ackernutzung beispielsweise, werden für die Winterweizenproduktion je nach Standort zwischen 450 und 650 DM ha⁻¹, für Winterraps fast das Doppelte (1.150 DM ha⁻¹) an

Flächenprämien gezahlt (Kuhlmann und Becker, 1999). Eine Streichung der Flächenprämie würde zu einer sofortigen Nutzungsaufgabe mangels Rentabilität in weiten Ackerbaugebieten Brandenburgs führen (Werner und Dabbert, 1993).

- Bei der Grünlandnutzung wird ebenfalls mit einer großflächigen Nutzungsaufgabe gerechnet, da auch hier die Rentabilität kaum noch gegeben ist (Kächele und Dabbert, 1995: 112). Selbst extensive Grünlandnutzungen (insbesondere Mutterkuh- und Herdenschafhaltung) sind nicht billiger als herkömmliche Ackernutzungen, wenn alle Kosten den Produkterlösen gegenübergestellt werden. Die Schilfrohrkultur auf degradierten Niedermoorstandorten ist zweifelsohne als eine umweltverträgliche Landnutzungsform zu bezeichnen. Im Vergleich mit anderen naturschutzgerechten Wirtschaftsweisen (siehe Tab. V), ist besonders hervorzuheben, daß diese zum Teil wesentlich teurer sind als das "worst-case" Szenario der hier untersuchten Schilfrohrkultur.

Falls die Sanierung der degradierten Niedermoore mit arbeitsmarktpolitischen Zielsetzungen verknüpft werden sollte, erscheint der Anbau und die Ernte sowie die anschließende Weiterverarbeitung von *Phragmites* als eine zielführende Alternative. Der Arbeitskräftebesatz des hier vorgestellten Produktionsverfahrens liegt zwischen 1,1 und 1,8 AK je 100 ha Landfläche. Er entspricht somit etwa dem der Marktfruchtbetriebe (1,0 AK je 100 ha LF) und dem der Futterbaubetriebe (1,8 AK je 100 ha LF) (Agrarbericht MVP, 1998: 32). Aus betriebsorganisatorischer Sicht kann die Schilfrohrkultur besonders vorteilhaft sein, da die Ernte in der arbeitsarmen Winterzeit erfolgt.

5. FAZIT UND AUSBLICK

Im vorliegenden Beitrag wurde aus ökonomischer Sicht untersucht, ob die Schilfrohrkultur eine mögliche Option zur Sanierung der degradierten Niedermoorstandorte ist. Die Szenarien zeigen, daß unter optimistischen (realistischen) Annahmen ein Gewinn von 915 DM ha⁻¹, (182 DM ha⁻¹) erzielt werden kann, wohingegen unter pessimistischen Annahmen ein Verlust von 655 DM ha⁻¹ verbucht werden muß. In den Ergebnissen sind keinerlei Subventionen

TABELLE V Kostenunterdeckung naturschutzgerechter Landnutzungsformen
 TABLE V Deficits of traditional land use systems with high conservation value

<i>Autoren</i>	<i>Nutzung, Region</i>	<i>Defizit^(a)</i> <i>(DM ha⁻¹ a⁻¹)</i>
Hampicke, Schäfer und Krause 1994	Milchkuhhaltung in teilextensivierten Bachwiesentälern sowie extensive Grünland- und Ackernutzung, Kellerwald	650
MELF Brandenburg 1995	Extensiver Roggenanbau auf schwachen Standorten, Brandenburg	335
	- Landbaugebiet IV	470
	- Landbaugebiet V	
Tampe und Hampicke 1995	Schafweide auf Kalkmagerrasen, Schwäbische Alb	1.049
Hampicke und Schäfer 1996	Kombiniertes Nutzungssystem aus Vollerwerbsbetrieben mit Milchkuhhaltung und Nebenerwerbsbetrieben mit extensiver Grünland- und Ackernutzung, Médebacher Bucht	580
Roth und Berger 1999	Erhalt einer Bergweide durch Beweidung mit Mutterkühen, Thüringer Wald	
	- bei Winterstallhaltung	852
	- bei ganzjähriger Freilandhaltung	539
Roth und Berger 1999	Erhalt einer Feuchtwiese durch zweimalige Schnittnutzung, Thüringer Wald	1.088

^(a) Defizit = Erlös - Vollkosten.

enthalten, lediglich die Kohlenstoffestlegung wurde mit 100 DM ha⁻¹ honoriert. Im Unterschied zu den sonst in der Landwirtschaft üblichen Subventionen, die vorwiegend eine einseitige Kaufkraftübertragung ohne jegliche Gegenleistung darstellen, handelt es sich bei der Kohlenstoffestlegung um eine ökologische Leistung, die von der Gesellschaft honoriert werden sollte.

Eine Interpretation des Ergebnisses kann sinnvollerweise nur durch die in Frage kommenden alternativen Landnutzungsmöglichkeiten erfolgen. Dabei ist zu bedenken, daß eine Sanierung der Niedermoore durch Wiedervernässung eine herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung ausschließt und folglich auch keine Einkommens- und Beschäftigungseffekte erzielt werden können. Durch den Vergleich mit anderen naturschutzgerechten Wirtschaftsweisen, die sich zwar explizit

nicht auf Niedermoorstandorte beziehen, aber hinsichtlich der Kosten als eine grobe Richtschnur gelten können, wurde deutlich, daß die dort berechneten Kostenunterdeckungen zum Teil erheblich über dem "worst-case" Szenario liegen. Dieses Szenario ist jedoch nur ein möglicher Extremfall, der auf sehr restriktiven Annahmen beruht. Der potentielle Flächenbedarf, der für eine Verdrängung der Schilfimporte erforderlich wäre – wofür allerdings nur schwer ökonomische Argumente zu finden sind – ist je nach Ausbeute auf etwa 9.000 bis 19.000 ha begrenzt. Des weiteren ist hinsichtlich der Wettbewerbsfähigkeit des hier betrachteten Produktionsverfahrens darauf hinzuweisen, daß die Qualitätsschilfproduktion mit ausländischen und inländischen Wettbewerbern in Konkurrenz steht. Da die Bestandesbegründungskosten bei bereits vorhanden Schilfbeständen an den Bodden und sonstigen Uferregionen entfallen, spräche dies aus ökonomischer Sicht dafür, die bereits vorhandenen Bestände zu nutzen. Im Unterschied zu den zu sanierenden Niedermooren sind hier jedoch artenschutzrelevante Restriktionen zu berücksichtigen, die eine weitere Ausdehnung der Nutzung einschränken. Dieser Aspekt könnte in Zukunft auch bei den sanierten Niedermooren bedeutsam werden. Das hier dargestellte Produktionsverfahren unterstellt sehr langfristige Umtriebszeiten, die bei einzelbetrieblichen Investitionsentscheidungen von hoher Bedeutung sein können, insbesondere hinsichtlich der Planungssicherheit. Bei der konkreten Umsetzung sollte dieser Sachverhalt entsprechend berücksichtigt werden.

Bei einer umfassenden Betrachtungsweise ist insbesondere die Umweltverträglichkeit des Schilfanbaus hervorzuheben, der deutliche Vorteile gegenüber dem Anbau der meisten nachwachsenden Rohstoffe und den herkömmlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen auf degradierten Niedermoorstandorten aufweist. Durch die gegenwärtig noch vorhandenen politisch fixierten Rahmenbedingungen, unter anderem die fehlende Anerkennung beziehungsweise Förderung von *Phragmites* als nachwachsender Rohstoff, wird ein umweltverträgliches landwirtschaftliches Produktionsverfahren ebenso behindert, wie durch eine fehlende Internalisierung der negativen externen Effekte, die von der derzeitigen Landnutzung ausgehen. Es sollte daher geprüft werden, ob durch die Umwidmung von Ressourcen eine Umweltentlastung herbeigeführt und eine effizientere Allokation der knappen Umweltgüter erreicht werden kann.

Danksagung

Herrn Schröder und den Schilfwerbern von der Ducherower und der Murchiner Agrar GmbH sei an dieser Stelle für ihre Kooperationsbereitschaft gedankt. Das Forschungsvorhaben wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) in Osnabrück gefördert. Wir möchten uns an dieser Stelle für die Unterstützung bedanken.

Literatur

- Agrarbericht MVP (1995) Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- Agrarbericht MVP (1998) Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- Agrarbericht (1997) Agrar- und ernährungspolitischer Bericht der Bundesregierung. Deutscher Bundestag, 13. Wahlperiode. Drucksache 13/6868, Bonn-Bad Godesberg.
- Bittmann, E. (1953) Das Schilf (*Phragmites communis* Trin.) und seine Verwendung im Wasserbau. Angewandte Pflanzensoziologie, 7, 1–47.
- Björk, S. and Graneli, W. (1978) Energy Reeds and the Environment. *Ambio*, 7, 150–156.
- Björndahl, G. (1985) Influence of Winter Harvest on Stand Structure and Biomass Production of the Common Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in Lake Takern, Southern Sweden. *Biomass*, 7, 303–319.
- Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Piör, H.-P. und Wenkel, K.-O. (1995) Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Berlin: Ernst und Sohn.
- Brandes, W. und Odening, M. (1992) Investition, Finanzierung und Wachstum in der Landwirtschaft. Stuttgart: Ulmer.
- Bugiel (1997) Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Schriftliche Mitteilung. Schwerin.
- De la Cruz, A. A. (1978) The Production of Pulp from Marsh Grass. *Economic Botany*, 32, 46–50.
- Engemann, K. (1996) Interview mit dem Vorsitzenden der Rohrdachdeckerinnung, Mecklenburg-Vorpommern.
- Graneli, W. (1984) Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel as an Energy Source in Sweden. *Biomass*, 4, 183–208.
- Hampicke, U., Schäfer, A. und Krause, M. (1994) Fachgutachten "Naturschutzkonzept Kellerwald" Teilgutachten Landwirtschaft. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz. Kassel.
- Hampicke, U. und Schäfer, A. (1996) Fachgutachten "Biosphärenreservat Rothaargebirge". Teilgutachten Landwirtschaft. Im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (LÖBF). Kassel.
- Hampicke, U. (1997) Warum ist Landnutzung oft so unwirtschaftlich? Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 27, 253–263.
- Hartmann, H. und Strehler, A. (1995) Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe, Bd. 3. Münster: Landwirtschaftsverlag.

- Hawke, C. J. and José, D. V. (1996) Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. Royal Society for the Protection of Birds, London.
- Irmén, E., Blach, A., Böttken, F., Görmer, W., Janich, H. and Sinz, M. (1995) Strukturschwäche in ländlichen Räumen – ein Abgrenzungsvorschlag. BfLR Arbeitspapiere 15. Bonn.
- Isensee, E., Ohls, J. und Quest, D. (1992) Pflanztechnik für *Miscanthus*. Landtechnik, **47**, 550 – 553.
- Isensee, E. und Quest, D. (1994) Arbeitsqualität und Leistung von Pflanzmaschinen. Landtechnik, **49**, 24 – 26.
- Kächele, H. und Dabbert, S. (1995) Ergebnisse des ökonomischen Regionalmodells. In: Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Pierr, H.-P. und Wenkel, K.-O., Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Berlin: Ernst und Sohn, S. 108 – 120.
- Koppitz, H., Kühl, H., Geißler, K. und Kohl, J. G. (1999) Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem Niedermoor etablierter Schilfkclone (*Phragmites australis*). I. Saisonale Entwicklung der Bestandesstruktur, Halmmorphologie und Produktivität. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, (diese Ausgabe).
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft): PC-Programm MAKOST KTBL. Darmstadt, 1996.
- Kuhlmann, F., Becker, H., Lobenstein, T., Weinmann, B. und Strang, H. (1999) Vom Gestern zum Morgen: Entwicklungstrends 1970 bis 1997 – Struktur, Preise, Wirtschaftlichkeit. In: Landwirtschaft 2010 – Welche Wege führen in die Zukunft? Frankfurt a.M.: DLG Verlag, S. 127 – 192.
- MELF (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) Brandenburg: Richtwerte für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. Potsdam, 1995.
- OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development): Managing the Environment: The Role of Economic Instruments. Paris, 1994.
- Pfadenhauer, J. (1994) Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. Natur und Landschaft, **74**, 18 – 29.
- Pfadenhauer, J. (1994) Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze. Hohenheimer Umwelttagung, **26**, 57 – 73.
- Quest, D. (1994) Arbeitsqualität und Leistungsfähigkeit von Pflanzmaschinen für *Miscanthus*. Dissertation, Kiel. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft (MEG) 246. Kiel.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974) Das Schilfrohr. *Phragmites communis* TRINIUS. Stuttgart: Schweizerbart.
- Roth, D. und Berger, W. (1999) Kosten der Landschaftspflege im Agrarraum. In: Konold, W., Böcker, R. und Hampicke, U. (Hrsg.), Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg: ecomed, im Erscheinen.
- Rudescu, L. (1965) Neue biologische Probleme bei den *Phragmites*kulturarbeiten im Donaodelta. Archiv für Hydrobiologie (Supplement) **30**.
- Schäfer, A. und Degenhardt, S. (1999) Sanierete Niedermoore und Klimaschutz – Ökonomische Aspekte. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, (diese Ausgabe).
- Schäfer, A. (1996) Teilprojekt 7: Schilfverarbeitung. In: 2. Zwischenbericht (November 1995 – August 1996) zum DBU-Projekt Nr. 06708. Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. Greifswald, S. 83 – 93.
- Schattke, W. (1992) Das Reetdach. Natürliches Wohnen unter sanftem Dach – von der Urzeit bis heute. 3. Auflage. Hamburg: Christians.
- Schröder, Interview mit dem Geschäftsführer der Ducherower Agrar GmbH & Co. KG. Februar 1997.

- Schuster, J. (1984) Schilfverwertung – Erntestudie. In: Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See. Forschungsbericht 1981–1984. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland, **72**, 589–618.
- Sieghardt, H. und Maier, R. (1985) Produktionsbiologische Untersuchungen an *Phragmites*-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neusiedler See. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland, **72**, 189–221.
- Tampe, K. und Hampicke, U. (1995) Ökonomik der Erhaltung bzw. Restitution der Kalkmagerrasen und des mageren Wirtschaftsgrünlandes durch naturschutzkonforme Nutzung. Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, Beiheft, **83**, 361–389.
- Timmermann, T. (1999) Anbau von Schilf (*Phragmites australis*) als ein Weg zur Renaturierung von Niedermooren – Eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsentwicklung und den Konsequenzen für die Praxis. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, (diese Ausgabe).
- Wagner, R. (1995) Die zukünftige Nutzung ertragsschwacher Standorte in den neuen Bundesländern. Berichte über Landwirtschaft, **73**, 466–508.
- Werner, A. und Dabbert, S. (1993) (Hrsg.): Bewertung von Standortpotentialen im ländlichen Raum des Landes Brandenburg. Band 1: Ergebnisse und Grundlagen. Band 2: Anhang. ZALF-Berichte 4/1 und 4/2. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung. Münchenberg.

NUTZUNG VON SCHILF (*PHRAGMITES AUSTRALIS*)

WENDELIN WICHTMANN*

*Botanisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt Universität
Greifswald, Grimmer Straße 88, 17487 Greifswald*

(Eingegangen 4. März 1999; Angenommen 10. März 1999)

Die Möglichkeiten der Schilfernte, der Vorverarbeitung, des Transports sowie der Lagerung werden zusammenfassend dargestellt und die Auswirkungen der Schilfmahd werden kritisch beleuchtet. Die stoffliche und energetische Verwertung als nachwachsender Rohstoff bietet eine Vielzahl von Einsatzmöglichkeiten. Hochwertiges Schilf kann im Baubereich Verwendung finden, zum Beispiel als Dachbedeckung, Dämmstoff oder Putzmatte. Für gehäckseltes Material aus Misch- und Altschilfbeständen kommt sowohl die Herstellung von Formkörpern als auch eine energetische Verwertung in Frage. Die Eigenschaften einiger ausgewählter Produkte werden dargestellt.

Schlüsselwörter: Schilfnutzung; Schilfernte; Nachwachsende Rohstoffe; *Phragmites australis*

Utilization of Reed (*Phragmites australis*)

An overview of reed (*Phragmites australis*) utilization alternatives is presented, the ecological impact of mowing, the possibilities of harvesting, premanufacturing, transport, and storage are summarized. The use of reed as an industrial raw material is well developed. Good quality reed can be used as building material, e.g., for thatching, isolation material or plaster porters. Chopped lower quality reed may serve as raw material for making pressed products varying from anti-erosion grids to packing crates and swallow's nests. The exploitation of reed as energy source is also worth pursuing.

Keywords: Utilization of reed; reed harvesting; *Phragmites australis*

*Tel.: 03834/864112, Fax: 864114, e-mail: wicht@mail.uni-greifswald.de

1. EINFÜHRUNG

Das Gemeine Schilf auch Schilfrohr, Reet, Rohr, wissenschaftliche Bezeichnung: *Phragmites australis* CAV. Trin. ex Steudel (früher: *Phragmites communis* Trin.) wird schon seit Jahrtausenden für verschiedenste Zwecke genutzt. Die Verwendung einiger Pflanzenteile als Nahrungsmittel ist möglich. Die Rhizome können zu Mehl verarbeitet, die jungen Triebe gekocht gegessen und in geröstetem Zustand als Kaffeeersatz verwendet oder als Salat beziehungsweise Püree angerichtet werden (Kosceev, 1990). Ein infolge von Insektenstich (durch Aphiden) aus kalifornischen Schilfökotypen (*Phragmites australis*) austretendes süßes, zuckerhaltiges Sekret (Manna) wurde von Indianern eingesammelt und diente als Nahrungsmittel (Wiesener, 1927).

Diverse Möglichkeiten der Nutzung als Nachwachsender Rohstoff sind bekannt. Nachwachsende Rohstoffe sind aus land- oder forstwirtschaftlicher Erzeugung gewonnene Pflanzen oder Pflanzenteile, die nicht zu Ernährungs- oder Futtermittelzwecken dienen. Ihre mögliche Verwendung im "Nicht-Nahrungsmittel-Bereich" liegt in der Nutzung als Industrie- oder Energierohstoffe (Schmitz-Schlang, 1995). Schon Wiesener (1927) beschreibt verschiedene Möglichkeiten der stofflichen Verwertung von Schilf. Halme samt Blättern werden für die Papierfabrikation, auch für Bedachung und Flechtwerk sowie als Ersatzfaser für Bindegarne, allerdings von geringer Qualität vorgeschlagen. Die Nutzung im Baubereich schaut auf eine lange Tradition zurück (Dachbedeckung, Putzträger, Matten, Isoliermaterial; Rodewald Rodescu, 1974; Thesinger, 1964).

Schilf wird außerdem in der Ingenieurbiologie und der Abwasserreinigung eingesetzt (Bestmann, 1990; Wissing, 1995). So wird die Pflanze zum Uferschutz, zur Rekultivierung der Uferbereiche von Baggerseen, zur Unterstützung der Reinigungsleistung in Pflanzenkläranlagen und der Schönung von gereinigten Abwässern verwendet. In England werden Schilfröhrichte (wieder-) angelegt, um Lebensräume für bedrohte Vogelarten, vor allem für die in England nahezu verschwundene Rohrdommel zu schaffen (Hawke und José, 1996). Mit der Etablierung von torfbildenden Schilfröhrichten zur Sanierung wiedervernässter degradierter Niedermoore verbunden mit einer Verwertung der Biomasse als Nachwachsender Rohstoff und der Abwassernachbe-

handlung erschließen sich heute neue Wege der Nutzung des Schilfs (Wichtmann und Koppisch, 1998; Wichtmann, 1999).

2. ERNTE VON SCHILF

Zur Ernte und Verwertung von Schilf fanden umfangreiche Untersuchungen vornehmlich im Donaudelta und am Neusiedler See statt (Rudescu *et al.*, 1965; Rodewald-Rudescu, 1974; De la Cruz, 1978; Björk und Graneli, 1978; Graneli, 1984; Schuster, 1985). Die wichtigsten Aussagen werden im folgenden aufgeführt und durch aktuellere Angaben ergänzt. Die meist für den aquatischen Bereich beschriebenen praktischen Erfahrungen können zum Teil für die Schilfernte im semi-aquatischen bis terrestrischen Bereich übernommen werden (Schäfer, 1999). Prinzipiell kann die Werbung von qualitativ hochwertigem Schilf (zur Gewinnung von Qualitätsschilf für die Dachbedeckung und für die Mattenproduktion) von der Werbung von Schilf geringerer Qualität für die energetische Nutzung oder Weiterverarbeitung in mittelständischen Handwerksbetrieben (stoffliche Verwertung) unterschieden werden.

2.1. Erntemethoden

Für die Beerntung von Röhrichten steht eine Reihe von Spezialmaschinen zur Verfügung, die für die Mahd von Feuchtpflanzen entwickelt wurden. Ein begrenzender Faktor ist der ausgeübte Bodendruck, der auf ungefrorenem Boden nicht über 100 g/cm^2 liegen sollte (mündl. Mitteilung Klötzli, 1997). Laut Herstellerangaben wird diese Forderung z.B. durch die Saiga-Rohrerntemaschine erfüllt, die mit Breitreifen ausgestattet ist und sogar als wasserbeziehungsweise schwimmfähig bezeichnet wird (Schuster, 1985; Abb. 1, Tab. I). Auf gefrorenem Boden können sowohl Spezialmaschinen als auch nur geringfügig umgerüstete Maschinen aus der Pflanzenproduktion (Feldhäcksler aus der Gras-, *Miscanthus*- oder Maiswirtschaft) für die Ernte eingesetzt werden. Eine Beerntung unter ungünstigen Bodenbedingungen beziehungsweise von überstauten Flächen ist mit Amphibienfahrzeugen (meist noch Einzelanfertigungen) möglich, die mit Mähbalken und Bunkervorrichtung ausgestattet sind. Weitere noch übliche Methoden sind die Ernte in Handarbeit (Sichel, Sense) oder mittels Handbalkenmäher.

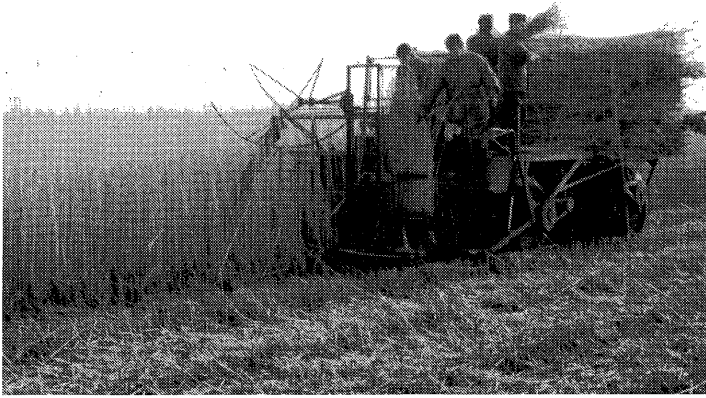


ABBILDUNG 1 Saiga Rohrerntemaschine beim Einsatz im Peenetal.
 FIGURE 1 Saiga-harvester at work in the Peene river valley.

Der Zeitraum für die Ernte ist, entsprechend der Vorgaben des Naturschutzes auf den Zeitraum zwischen Anfang Dezember bis Ende Februar beschränkt. Weitere Einschränkungen sind durch die Standortbedingungen (Begeh- bzw. Befahrbarkeit) gegeben. Besteht die Möglichkeit einer Ernte bei Frost (zum Beispiel Rohrwerbung bei gefrorenen, tragfähigen Mooroberflächen) können schwerere und effektivere Maschinen eingesetzt werden.

2.1.1. Qualitätsrohrgewinnung

Die Beerntung von Schilf zur Gewinnung von Qualitätsrohr für die Produktion von Matten und Dachbedeckungsmaterial kann mit Rohrwerbungsmaschinen, die zum Teil bereits eine Sortierung des Ernteguts vornehmen, durchgeführt werden. Eine Auswahl auf dem Markt befindlicher Maschinen ist in Tab. I aufgeführt. Sie zeichnen sich durch unterschiedliche Tagesleistungen (bzw. Bedarf an Arbeitskräften) und erreichbare Erntegutqualitäten aus.

Das mit der Saiga-Erntemaschine gewonnene Erntegut enthält noch Altschilf, Blätter und andere Pflanzen. Daher müssen die Bunde zur

TABELLE I Technische Daten einiger Schilferntemaschinen für die Gewinnung von Qualitätsschiff (Herstellerangaben, Recherche: I. Wawra, FH Neubrandenburg)

TABLE I Technical data for different harvestors for quality reed (data by I. Wawra, FH Neubrandenburg)

<i>Hersteller Typ</i>	<i>Reet-Bindermäher (I)</i>	<i>Saiga(DK)</i>	<i>Wildemann (NL)</i>
Gewicht (kg)	BCS 622 450	4 Reifen 3180	Raupenfahrzeug 4550
Arbeitskräfte	1	3	3
Ladenmöglichkeit (Bund)	Keine	500	1000 kg
Flächenleistung (m ² /h)	7500	k.A.	k.A.
Erntekapazität (Bund/d)	k.A.	4000	3000
Bundmaß d (m)	k.A.	~ 0,2	0,32
Arbeitsbreite (m)	1,4	1,5	3
Arbeitgeschwindigkeit (km/h)	5,4 – 14,2	0 – 16	0 – 15
Antrieb	4 Gang-Getriebe	hydraulisch, stufenlos	hydraulisch, stufenlos
Motor/Leistung (KW)	Benzin/10	Diesel/51	Diesel/60
Verbrauch (l/h)	2,2	k.A.	10



ABBILDUNG 2 Bündeln des Schilfs.
FIGURE 2 Binding the reed.

Aufbereitung für die weitere Verwertung geöffnet, die wertlosen Beimengungen ausgekämmt und das Rohr nochmals gebündelt werden, um verkaufsfertiges Dachreet oder Rohmaterial für die Mattenproduktion zu erhalten (Abb. 2). Die niederländische Wildemann-Erntemaschine vermag bereits eine Aufbereitung des Materials direkt bei der Ernte vorzunehmen.

2.1.2. Ernte von gehäckseltem Material

Für die Ernte von gehäckseltem Material zur Verwendung als Ausgangsstoff für Formkörper oder zur energetischen Verwertung sind verschiedene Wege vorstellbar:

- (a) Mahd, Abtransport vom Feld und Häckseln am Feldrand beziehungsweise auf dem Hof.
- (b) Mahd und Häckseln in einem Arbeitsgang, Abtransport mit anderen Fahrzeugen zum Ort der Weiterverarbeitung.
- (c) Mahd, Häckseln und Komprimierung in einem Arbeitsgang (Biotruck 2000 der Firma F. Haimer, Hartmann, 1996).

Diese Arbeitsgänge können bei Frost mit Maschinen ausgeführt werden, die bei der Ernte von Mais oder *Miscanthus* oder in der Heu- bzw. Silagewerbung üblich sind (Wichtmann, *et al.*, 1999). Das Sammeln des Ernteguts und der Abtransport kann gemeinsam oder getrennt ablaufen. Für alle Verwertungsverfahren sind die Transportwege für das Erntegut zu berücksichtigen. Um den Transport so effektiv wie möglich zu gestalten, sollte das Schilf komprimiert werden. Für die Verdichtung stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung, die ebenfalls zum Teil aus der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion übernommen werden können:

1. Binden zu Lockerbunden mit einem Mähbinder.
2. Verdichtung zu gepreßten Ballenquardern (HD-Ballen) verschiedener Größe.
3. Pressen (Wickeln) von Rundballen.
4. Pelletierung (sehr hohe Verdichtung).

Die Verdichtung kann entweder gleichzeitig mit der Mahd von der Erntemaschine (Biotruck, Wildemann) oder zeitversetzt am Feldrand oder auf dem Hof vorgenommen werden. Zu berücksichtigen ist, daß die Verdichtung selbst oft einen eigenen Arbeitsgang und einen sehr hohen Energieeinsatz erfordert (schwere Maschinen, hoher Energieverbrauch) und auf nicht tragfähigem Boden nicht durchgeführt werden kann. Entsprechend der vorgesehenen Verwertung muß das Erntegut zwischen dem Erntetermin und dem Verwertungszeitpunkt aufbereitet und gelagert werden.

3. STOFFLICHE UND ENERGETISCHE VERWERTUNG

Die aus Schilfröhrichten gewonnene Biomasse weist unterschiedliche Qualitäten auf, die die Verwertungsmöglichkeiten bestimmen. Die Qualität ist von den standörtlichen Gegebenheiten und der daraus resultierenden Wasser- und Nährstoffversorgung, der Artenzusammensetzung sowie von der genetischen Konstitution der Röhrichtbestände abhängig.

Hinsichtlich der physikalischen Eigenschaften beziehungsweise der Anforderungen an einen Roh- und/oder Werkstoff können prinzipiell

zwei Fälle unterschieden werden: Die Eigenschaften des Schilfs könnten für bestimmte Einsatzfelder so hervorragend geeignet sein, daß nur Schilf in der Lage ist, die Anforderungen zu erfüllen. In den meisten Fällen steht das Schilf aber in einem substitutiven Verhältnis mit anderen Roh- und/oder Werkstoffen. Für Schilf sind in Analogie zu anderen nachwachsenden Rohstoffen vielfältige Einsatzfelder und Verarbeitungstrecken denkbar. Grundsätzlich ist zwischen der energetischen und der stofflichen Verwertung zu unterscheiden (Schäfer, 1997).

3.1. Stoffliche Verwertung

Reine Schilfbestände können zur Rohrwerbung (Reet) genutzt werden. Dieses Rohr kann als Dachbedeckungsmaterial oder, zu Matten verarbeitet, als Sichtschutz, Putzträger, Isoliermaterial oder als Rohstoff für Sandwichplatten Verwendung finden (Drews *et al.*, 1998; Wichtmann, 1997). Mischbestände (Schilf, Seggen, Rohrkolben, Wasserschwaden) sowie Schilfbestände mit hohem Anteil an Altschilf können gemäht und direkt bei der Beerntung gehäckselt werden. Das Erntegut kann (ggf. nach Trocknen und Häckseln) für verschiedene Verwertungstrecken genutzt werden (Polstervlies, Spanplatten, Verbundwerkstoffe, Filtermaterialien). Nach Zerkleinerung und Homogenisierung kann der gehäckselte Rohstoff, gemischt mit Altpapier, für die Produktion von Formkörpern verwertet werden. Verschiedene Formkörper werden bereits bei der Ökoform GmbH in Neubrandenburg produziert (Beispiele: Verpackungsmaterialien, Erosionsschutz-Gittersteine, Gesteckträger für die Floristik, Nisthilfen für Schwalben). Außerdem liegen umfangreiche Erfahrungen zur Zelluloseproduktion aus Schilf aus dem Donaudelta vor (Rodewald-Rodescu, 1974). Im folgenden werden einige ausgewählte Beispiele dargestellt.

3.1.1. Dachreet

Der Einsatz von Schilf als Dachbedeckungsmaterial (Reet) ist vor allem in Norddeutschland noch verbreitet und hat mit der Förderung im Rahmen der Dorferneuerung eine kleine Renaissance erfahren. Sogenannte "Reetdächer" weisen eine Haltbarkeit von über 60 Jahren auf (Dauer, 1997). Ziel der Dorferneuerungsprogramme ist unter

anderem die Erhaltung der historischen Dorfbebauung mit heimischen Materialien. Da Weichdächer gemeinhin als leicht entflammbar gelten (Klasse B 3 nach DIN 4102 Blatt 4) weisen sie hinsichtlich der Brandgefährdung einen erheblichen Nachteil auf. Die Risikoprämien für weichgedeckte Dächer liegen daher auch deutlich über denen für hartgedeckte Dächer. Allerdings werden mittlerweile feuerschutzhemmende Imprägnierungen am Markt angeboten, die nicht nur zu einer Verlängerung der Lebensdauer des Reetdaches, sondern auch zu einer Verringerung der Versicherungsprämie beitragen (Schäfer, 1997).

Nach der Verdingungsordnung für Bauleistungen (VOB/-DIN 18338 Nr. 2.11) soll Schilf für die Dachbedeckung etwa zwei bis drei Meter lang, dünnhalmig, ungeschält, ungeknickt und frei von abstehenden Schilfblättern sowie von Fremdpflanzen sein. Nach Schattke (1992) entsprechen diese Qualitätsmerkmale jedoch nicht den praktischen Anforderungen des Reetdachdeckerhandwerks. Schilfrohr von über zwei Metern Länge ist nicht mehr dünnhalmig sondern grob und ermöglicht daher keine fachgerechte Ausführung. Aus handwerklicher Sicht sollte das Rohr bis zu zwei Meter Länge aufweisen, dünnhalmig (3 bis 9 mm), gut ausgereift, gesäubert und gradhalmig sein (Schattke, 1992). Des weiteren bestehen qualitative Unterschiede zwischen Süßwasser- und Salzwasserschilf. Letzteres ist feinhalmiger und eignet sich besser für Reetdächer (Schäfer, 1997).

3.1.2. Matten und Platten

Schilf kann zu Matten oder Platten für verschiedene Zwecke verarbeitet werden. Schilfmatten unterschiedlicher Stärke und Dicke sind zur Schall- und Wärmeisolierung, zur Beschattung von Frühbeeten und Gewächshäusern, als Putzträger, Sichtschutz und zur Dekoration geeignet und auf dem Markt erhältlich. Die in den Baumärkten angebotenen Schilfmatten werden nahezu ausschließlich in Ungarn, der Türkei und neuerdings auch in baltischen Ländern (Polen, Estland, Lettland) produziert (Schäfer, 1997). Zur Wärmedämmung von Außenwänden von Alt- und Neubauten werden Schilfrohrmatten angeboten. Sie bestehen aus einer Vielzahl parallel neben- und übereinanderliegender Schilfrohrhalme, die mechanisch fest zusammengepreßt und mit Eisendrähten gebunden sind. Die im Schilfrohr enthaltenen

Hohlräume bleiben dabei als Isolierzellen erhalten. Diese können in drei bis vier Lagen, auch auf dem Putz angebracht und überputzt oder mit einer Holzverkleidung verblendet sowie zur Isolierung von Zwischenwänden und -decken verwendet werden (Sterfinger und Sohn, 1997). Ebenfalls zur Wärme- und Schalldämmung sowie als Putzträger können Schilfrohr-Leichtbauplatten der Angermünder Matten GmbH, der Borcherts-Matten GmbH aus Twistringen oder Schilf-Dämmplatten der Firma HASIT in Freising eingesetzt werden (C.A.R. M.E.N., 1995). Nach der Wärmeschutzverordnung 1995 ist bei einer Außenwanddämmung ein Wärmedurchlässigkeitskoeffizient (k) = $0,4 \text{ W/m}^2\text{K}$ und bei einer Dachdämmung $k = 0,22 \text{ W/m}^2\text{K}$ erforderlich. Um diesen gesetzlichen Mindestwert bei einer Außenwanddämmung mit Schilfdämmplatten zu erfüllen, ist eine Schichtstärke von 10–15 cm notwendig. Ein weiteres Einsatzfeld von Schilf ist die Verwendung von Substratmatten zur Böschungsbefestigung. Die Angermünder Matten GmbH stellt diese als Schilf- Verbundmatten mit Kokoseinfassung her. Dabei können relativ minderwertige Schilfpartien verarbeitet werden. Der Vorteil dieser Matten besteht darin, daß bei der Weiterverarbeitung kein Abrieb auftritt.

3.1.3. Formkörper

Für die Herstellung von Formkörpern (Ökoform GmbH Neubrandenburg) muß das angelieferte Schilfmaterial zunächst aufbereitet werden. Es wird gehäckselt und einer Hammermühle zugeführt. Vermischt mit aufbereitetem Altpapier wird die Rohmasse als gut fließfähiges Gemisch in eine Formpresse gepumpt. Nach der Pressung werden die Formkörper in einer Trocknungsanlage getrocknet. Als Formkörper werden Gittersteine, Nisthilfen, Verpackungsmaterialien u.a. Produkte hergestellt. Die als Verbundpflaster verwendbaren Gittersteine werden zur Befestigung von Böschungen angeboten. Sie sind sehr gut als Erosionsschutz bis zur Ausbildung einer geschlossenen Vegetationsdecke geeignet. Die in einer Versuchsreihe getesteten Nisthilfen wurden innerhalb weniger Tage von verschiedenen Vogelarten (Mehlschwalbe, Rauschschwalbe, Hausrotschwanz) bezogen (Drews *et al.*, 1998).

3.2. Energetische Verwertung

Sollte in Deutschland eine wirksame ökologische Steuerreform durchgesetzt werden, werden auch bisher nicht wirtschaftlich einsetzbare Energieträger fossilen Brennstoffen gegenüber konkurrenzfähiger (Schäfer und Degenhardt, 1999). Björk und Graneli (1978) sehen, noch unter dem Eindruck der Ölkrise, gute Möglichkeiten der energetischen Verwertung von Schilf aus angepflanzten Beständen in Schweden. Hier wird bei Erträgen von bis zu 10 t Trockenmasse von einer Energieausbeute pro Jahr von 50 MWh/ha ausgegangen. Auch in österreichischen Untersuchungen wird die energetische Nutzung von Schilf als die beste Verwertungsmethode herausgestellt (Schuster, 1985). Bei der Verwertung durch Pyrolyse wird das vorher verdichtete Schilf vergast, die Gase werden in einer Heizungsanlage (ausschließlich thermische Verwertung) oder in einem Blockheizkraftwerk (Erzeugung von Wärme und Strom) verbrannt. Nebenbei fällt Aktivkohle an, die vermarktet werden kann. Dabei werden Wirkungsgrade $> 85\%$, vergleichbar mit denen moderner Gasheizkraftwerke, erreicht (Easymod-Verfahren; Michel-Kim, 1998). Minderwertiges, für den Transport pelletiertes Schilf kann auch direkt zur Verfeuerung zum Beispiel in Hausbrandanlagen, größeren Heizkesseln in öffentlichen Gebäuden oder in Blockheizkraftwerken verwendet werden.

4. BEEINFLUSSUNG DES SCHILFBESTANDES DURCH DIE NUTZUNG

Die Beerntung von Schilfbeständen bringt verschiedene Auswirkungen auf das Röhricht mit sich. Eine Sommermahd oder gar das Ausgraben von Rhizomen schwächt das Schilf und wird daher stellenweise zur Zurückdrängung der Röhrichte eingesetzt (Kampichler *et al.*, 1994; Ostendorp, 1993). Eine Beerntung von exponierten, seeseitigen Röhrichten sollte aufgrund der negativen Einflüsse durch Wellengang, Treibgut und Frost völlig unterbleiben (Krisch *et al.*, 1979). Auch ein zu kurzer Schnitt, der das Eindringen von Wasser in die Stoppeln ermöglicht, sollte vermieden werden, um den Schilfbestand nicht zu schädigen.

Obwohl davon ausgegangen werden kann, daß sich eine regelmäßige Mahd sowohl auf die Qualität als auch auf die Quantität des Schilfs positiv auswirkt (Björndahl, 1985; Sieghardt und Maier, 1985), ist zu berücksichtigen, daß der Erntevorgang selbst, vor allem bei ungünstigen Bedingungen, zu einer Beeinträchtigung der Flächenproduktivität führen kann (Fahrspuren, Beschädigung der Rhizome). Generell ist an geschützt liegenden Seeuferröhrichten eine Steigerung der Biomasseproduktion durch regelmäßige Beerntung festgestellt worden (Krisch *et al.*, 1979; Ostendorp, 1997). Eine mögliche Beeinträchtigung der Schilfpflanzen durch die endophage Fauna wird bei Beerntung der Röhrichte verringert beziehungsweise vollkommen unterdrückt (Beispiel: Schilfeule, Kampichler *et al.*, 1994). In regelmäßig geschnittenen Beständen stehen diese Organismen für Folgekonsumenten nicht zur Verfügung.

Ostendorp (1993) kommt zu der Aussage, daß "insgesamt ... Schnitt und Brand eine Beeinträchtigung der Brutmöglichkeiten zahlreicher spezialisierter Vogelarten dar ... stellt. Da sie vielfach nicht in andere Biotope ausweichen können, Brutversuche und erfolgreiche Jungenaufzucht mithin ausbleiben, kann ein großflächiger Schilfschnitt oder -brand eine beträchtliche Reduzierung ihrer Populationsgröße mit sich bringen". Eine aktuelle Studie von Kube und Probst (Nestmann, 1999) stellt fest, daß gemähte Schilfflächen auf Rügen für einen Zeitraum von mindestens drei Jahren nicht von röhrichtbewohnenden Vogelarten besiedelt werden. Daher wird gefordert, die Rohrmahd so zu optimieren, daß die Eingriffe in den Lebensraum Schilf so gering wie möglich ausfallen. Für natürliche Schilfbestände ist ein mit der Naturschutzverwaltung abgestimmtes Mahdregime einzuhalten, wie es in der Richtlinie zur Mahd von Schilfrohr vom 30. November 1992 (Uhlmann, 1992; überarbeitet, 1998) geregelt ist. Nach dieser in Mecklenburg-Vorpommern gültigen Richtlinie ist die Schilfernte genehmigungspflichtig. Zuständig für die Genehmigung sind die Landkreise für Flächen außerhalb von Naturschutzgebieten und die Staatlichen Ämter für Naturschutz für Flächen innerhalb von Naturschutzgebieten. Bei der Kreisverwaltung muß jährlich ein erneuter Antrag für die Schilfernte gestellt werden, während bei den Staatlichen Ämtern in der Regel längerfristige Genehmigungen ausgesprochen werden (Schäfer, 1997).

5. AUSBLICK

Schilf ist ein idealer Rohstoff für eine große Anzahl verschiedenster Produkte. Da die derzeitige Produktionskapazität eingeschränkt ist (Artenschutz), besteht bei steigendem Bedarf ein großes Potential für den Anbau und die Ernte von Schilf auf wiedervernässten, degradierten Niedermoorstandorten (Wichtmann, 1999). Über 60% der Niedermoorflächen in Nordostdeutschland (> 400 T ha) sind dringend sanierungsbedürftig. Eine Ausdehnung der Produktion ist also unter dem Aspekt des Flächenbedarfs nicht limitiert. Ein Anstieg des Bedarfs für den Rohstoff Schilf könnte sich mittelfristig mit der Verteuerung von fossilen Energieträgern entwickeln. Es wird erwartet, daß damit die Nachfrage nach inländischem Schilf und Schilfprodukten durch höhere Transportkosten für Importschilf, die Verteuerung energieintensiver und die Verdrängung umweltbelastender Substitute (Mineralwolle, Styropor, nicht kompostierbare Gesteckträger aus Kunststoffen, Stroh) sowie durch den wachsenden Trend zum ökologischen Bauen steigen wird.

Durch das Aufbringen von vorgeklärten kommunalen Abwässern, wie auf der Versuchsfläche des DBU-„Schilfprojekts“ in Biesenbrow geplant (Schäfer und Wichtmann, 1999) und die dadurch bedingten Düngungseffekte, könnten Probleme hinsichtlich der hohen Qualitätsanforderungen hervorgerufen werden. Ein abschließendes Urteil kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht gefällt werden und es kann nur auf den weiteren Forschungsbedarf hingewiesen werden. Prinzipiell ist die Nutzung von *Phragmites australis* als standortgerechter nachwachsender Rohstoff sinnvoll. Aufgrund der hohen Umweltverträglichkeit des Rohstoffes Schilf und der erwarteten positiven Effekte des Schilfanbaus (verminderte CO₂-Belastung der Atmosphäre, erneute Torfbildung) bestehen deutliche Vorteile gegenüber den meisten nachwachsenden Rohstoffen und den herkömmlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen auf degradierten Niedermoorstandorten.

Danksagung

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) sei hiermit für die Förderung des Schilfprojekts gedankt. Insbesondere möchte ich mich

bei Dipl. Ökonom Achim Schäfer für die Zurverfügungstellung von Datenmaterial, die Unterstützung bei der Ausformulierung des Texts sowie die Durchsicht des Manuskripts bedanken.

Literatur

- Bestmann, L. (1990) Rhizompflanzung von Schilf (*Phragmites australis*). In: Sukopp, H. und M. Krauß: Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. *Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Nr. 71*, 243–245.
- Björk, S. and Graneli, W. (1978) Energy Reeds and the Environment. *Ambio*, 7, 150–156.
- Björndahl, G. (1985) Influence of Winter Harvest on Stand Structure and Biomass Production of the Common Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in Lake Takern, Southern Sweden. *Biomass*, 7, 303–319.
- C.A.R.M.E.N. (1995) Wärme- und Schalldämmstoffe aus Naturfasern. Produktliste. Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Entwicklungs-Netzwerk Rimpär, 42 S.
- Dauer, T. (1997) Der Reetdachdecker. *Natur*, 6, 109–111.
- De La Cruz, A. A. (1978) The Production of Pulp from Marsh Grass. *Economic Botany*, 32, 46–50.
- Drews, U., Rüh, M., Nitschmann, M., Aurich, G., Manigk, K. -P. und Brüsch, H. (1998) Möglichkeiten der Schilfverwertung. In: Succow, M. (Hrsg.): 4. Zwischenbericht zum DBU-Projekt Nr. 06708, Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. S. 76–81.
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoors. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Graneli, W. (1984) Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel as an Energy Source in Sweden. *Biomass*, 4, 183–208.
- Hartmann, H. (1996) Analyse und Bewertung der Systeme zur Hochdruckverdichtung von Halmgut. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben. Institut und Bayrische Landesanstalt für Landtechnik der Technischen Universität München-Weihenstephan, 63 S.
- Hawke, C. J. and José, P. V. (1996) Reedbed management for commercial and wildlife interests, published by the Royal Society for the Protection of Birds, The lodge, Sandy, Beds SG19 2DL; p. 212.
- Kampichler, C. B., Misslinger, B. und Waitzbauer, W. (1994) Der Einfluß des Schnitts auf die endophage Fauna des Schilfes (*Phragmites australis*). *Z. Ökologie und Naturschutz*, 3, 1–9.
- Kosceev, A. K. (1990) Wildwachsende Pflanzen in unserer Ernährung. Übersetzung aus dem Russischen von I. Meyer, 2. Auflage, Leipzig. Fachbuchverlag, 224 S.
- Krisch, H., Krauss, N. und Kahl, M. (1979) Der Einfluß von Schnitt und Frost auf Entwicklung und Biomasseproduktion der Phragmites-Röhrichte am Greifswalder Bodden. *Folia Geobot. Phytotax.*, Praha, 14, 121–144.
- Michel-Kim, H. (1998) Klimaschutzprogramm Mecklenburg-Vorpommern auf Basis der biogenen Potentiale der Land- und Forstwirtschaft. Unveröff. Manuskript, Easy-mod AG Bioenergiesysteme, Güstrow.
- Nestmann, R., Alarmierende Studie zur Rohrmahd in M.-V. auf dem Tisch. Auswertung der Ergebnisse muß nun auf Landesebene erfolgen. *Ostsee-Anzeiger*, S. 5. 27.1.1999.
- Ostendorf, W. (1993) Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. *Naturschutz Landespflege Bad.-Württ.*, 68, 173–280, Karlsruhe.

- Ostendorp, W. (1997) Auswirkungen von Wintermahd auf den Nährstoffhaushalt von Seeuferföhrichtern des Bodensee-Untersees. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band, 27*, 227–234.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974) Das Schilfrohr. *Die Binnengewässer*, 27, E. Schweizerbart, Stuttgart.
- Rodescu, L., Niculescu, C. und Chivu, I. P. (1965) Monografia stufuli din Delta Dumarii (Monografie des Schilfrohrs des Donaudeltas. Editura Academiei Republicii Socialiste Romania. 542 S.
- Schäfer, A. und Degenhardt, S. Sanierte Niedermoore und Klimaschutz – Ökonomische Aspekte. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Schäfer, A. und Wichtmann, W. (1999) Sanierte Niedermoore und weitergehende Abwasserreinigung. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Schäfer, A. (1997) Ökonomische Bewertung. In: Succow, M. and Wichtmann, W. (Hrsg.): 3. Zwischenbericht zum DBU-Projekt Nr. 06708, Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer.
- Schäfer, A. (1999) Schilfrohrkultur auf Niedermoor – Rentabilität des Anbaus und der Ernte von *Phragmites australis*. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Schattke, W. (1992) Das Reetdach. Natürliches Wohnen unter sanftem Dach – von der Urzeit bis heute. (3. Auflage), Christians, Hamburg, 263 S.
- Schmitz-Schlang, O. (1995) Nachwachsende Rohstoffe, Chancen und Risiken. Studie des Naturschutzbund Deutschland, Bonn, 41 S.
- Schuster, J. (1985) Schilfverwertung – Erntestudie. Naturraumpotential Neusiedler See. Auswirkungen des Grünschnitts auf den Schilfgürtel. Hrsg: Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung und Gesundheit und Umweltschutz und dem Land Burgenland – Landesmuseum als Sonderband 72 der wissenschaftlichen Arbeiten aus dem Burgenland. S. 588–618. Forschungsbericht 1981–1984.
- Sieghardt, H. und Maier, R. (1985) Produktionsbiologische Untersuchungen an *Phragmites*-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neussiedler See. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland*, 72, 189–221.
- Sterfinger und Sohn (1997) Stero-Schilfrohrplatten Produktinformation. Stero Werk, Burghausener Straße 29, 84558 Kirchweidach/Obb., 6 S.
- Thesinger, W. (1964) De Moeras-Arabiern. Uitgeverij De Arbeiderspers, Amsterdam 259 S.
- Uhlmann, P. (1992) Richtlinie zur Mahd von Schilfrohr. Umweltministerium des Landes M.-V., 3 S.
- Wichtmann, W. und Koppisch, D. (1998) Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands, *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, Heft, 4*, 162–168.
- Wichtmann, W., Gensior, A. und Zeitz, J. (1997) Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 85, II, 1071–1074.
- Wichtmann, W., Knapp, M. und Joosten, H. (1999) Verwertung der Biomasse aus der Offenhaltung von Niedermooren. Eingereicht bei der *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*.
- Wichtmann, W. (1999) Schilfanbau als Alternative zur Nutzungsauffassung von Niedermooren. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Wiesener, J. v. (1927) Die Rohstoffe des Pflanzenreichs. 4. Auflage, herausgegeben von Paul Kraus und Wilhelm von Brehmer. 2 Bände, Leipzig.
- Wissing, F. (1995) Wasserreinigung mit Pflanzen. Ulmer Stuttgart, 207 S.

WIEDERVERNÄSSUNG EINER DEGRADIERTEN NIEDERMOORFLÄCHE ALS VORAUSSETZUNG FÜR DEN SCHILFANBAU

OTTFRIED DIETRICH^{a,*}, RALF DANNOWSKI^a,
RALPH TAUSCHKE^a, KARSTEN STORNOWSKI^b
und VERENA LESCHKE^b

^a *Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.
Institut für Hydrologie, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg;*
^b *Wasser- und Bodenverband "Welse" Passow*

(Eingegangen 4. März 1999; Angenommen 24. März 1999)

Eine degradierte Niedermoorfläche in Nordostbrandenburg war für Untersuchungen zum Schilfanbau als Nutzungsalternative zur Graslandnutzung und gleichzeitiger Regenerierung von Niedermoor wiederzuvernässen. Entsprechend den vorherrschenden Standortbedingungen – flachgründig, leichtes Geländegefälle, niedrige Jahresniederschläge, relativ hohe Verdunstung, umgeben von weiterhin landwirtschaftlich genutzten Graslandflächen – wurde ein Bewässerungssystem für die Pilotfläche entworfen und eingerichtet. Eine Pumpe fördert Zusatzwasser aus einem Vorfluter in ein Speicherbecken im höchsten Bereich der Pilotfläche. Ein Rohrsystem verteilt es dann im freien Gefälle auf der Fläche. Im höher gelegenen Flächenteil wird es an der Geländeoberfläche aufgeleitet (verrieselt), der tiefere, teilweise eingedeichte Teil der Fläche wird überstaut.

Im Überrieselungsteil konnten bei Bewässerungsbetrieb oberflächennahe Grundwasserstände realisiert werden. Die Größe des Überstautteils und damit auch die Überstauhöhen werden durch die Wasserbilanz bestimmt. Ohne ständige Zusatzwasserversorgung sinken die Grundwasserstände durch abströmendes Grundwasser relativ schnell ab.

Die Grundwasserstände der angrenzenden Nachbarflächen werden von den Wasserständen der die Pilotfläche umgebenden Gräben beeinflusst. Zur Verringerung des Grundwasserabstroms von der Fläche zu den Gräben wurden diese möglichst hoch angestaut, so daß hierdurch auch die Grundwasserstände auf angrenzenden Flächen angehoben wurden.

*Corresponding author. Tel.: +49 33432 82305, Fax: +49 33432 82301, e-mail: odietrich@zalf.de

Schlüsselwörter: Niedermoor; Wiedervernässung; Bewässerungsverfahren; Überstau; Überrieselung

Rewetting of a Degraded Fen Site as a Basis for Reed Cultivation

A degraded fen site in the north-east of Brandenburg had to be rewetted for investigations of reed cultivation as an alternative for grassland use and regeneration of the fen. An irrigation system was designed and built in dependence on the site conditions: shallow fen, small slope, small annual precipitation, relatively high evapotranspiration and agricultural grassland use at the surrounding areas. Water is lifted by a pump from a ditch in a water reservoir in the highest part of the pilot area. It is distributed over the pilot area *via* a system of pipelines. In the higher part the water is distributed at the surface like a border irrigation, an inundation arises in the deeper part. Groundwater tables near the surface could be realised in the border irrigation part during irrigation periods. The area and the height of inundation depend on the water budget. The groundwater table falls down rather fast without continuous irrigation because of the groundwater flow to the ditch.

The groundwater tables of the neighbouring areas depend on the water tables of the ditches surrounding the pilot area. They had preferably high water tables to reduce the groundwater flow and so the groundwater tables of the neighbouring areas were increased.

Keywords: Fen; rewetting; irrigation methods; inundation; border irrigation

1. PROBLEMSTELLUNG

Für die Etablierung feuchtgebietstypischer Vegetation wie Schilf oder auch von Seggenarten werden feuchtgebietstypische, flurnahe Grundwasserhältnisse benötigt. Gegenwärtig werden die Grundwasserstände in den entwässerten Niedermooren Nordostdeutschlands durch Graslandnutzung und eine kostenminimale, vorrangig auf Entwässerung ausgerichtete Wasserbewirtschaftung bestimmt. Hierfür werden die bestehenden hydrotechnischen Anlagen (Gräben, Staue, Dränanlagen, Schöpfwerke) genutzt. Diese sind unter der Prämisse einer landwirtschaftlichen Nutzung der Niedermoorflächen ausgelegt worden, so daß eine für Wiedervernässung erforderliche Anhebung der Grundwasserstände hiermit nicht problemlos realisierbar ist. Die bestehenden Anlagen und die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems im Gebiet müssen bei der Planung und Vorbereitung einer Wiedervernässungsmaßnahme aber unbedingt berücksichtigt werden.

Für die Wiedervernässung der Pilotfläche des DBU-Projektes "Sanierung degradierter Niedermoore mittels Anbau von Schilf als

nachwachsenden Rohstoff unter Verwertung gereinigter kommunaler Abwässer" war daher ein Konzept zu erarbeiten, welches sich an den standörtlichen Gegebenheiten orientiert und die Realisierung der Zielvorstellungen des Projektes sichert. Aufgrund von Erfahrungen aus anderen Wiedervernässungsuntersuchungen in Nordostdeutschland sollten zwei Wasserregimes auf der Fläche geschaffen werden: Überstau im tiefen Bereich und Überrieselung im höher gelegenen Teil der Fläche. Dabei waren der Wasserverbrauch möglichst gering zu halten und unerwünschte Beeinträchtigungen von landwirtschaftlich genutzten Nachbarflächen zu vermeiden.

Der Beitrag beschreibt die Vorgehensweise bei Planung, Einrichtung und Betrieb der Wiedervernässung der Pilotfläche. Anhand eines Grundwassermonitorings werden der Vernässungserfolg und die Auswirkungen auf angrenzende Nachbarflächen dargestellt.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Pilotfläche befindet sich im Nordosten des Landes Brandenburg in der Welse-Sernitz-Niederung ($53^{\circ}06'N$, $14^{\circ}02'E$), einem rd. 2800 ha großen Niedermoorgebiet. Die Geländehöhe der Niederung beträgt zwischen 11 und 22 m HN mit Gefälle in nordöstlicher Richtung. Das größtenteils flachgründige Niedermoor ist durch starke Degradierungserscheinungen gekennzeichnet (Gensior und Zeitz, 1999).

Das Gebiet ist klimatisch stark kontinental beeinflusst und damit niederschlagsarm mit hohem atmosphärischen Ausschöpfungsanspruch (Stüdemann, 1986). Die mittlere Jahrestemperatur der nächstgelegenen meteorologischen Hauptstation Angermünde beträgt $8,2^{\circ}C$, die mittlere Jahresniederschlagssumme liegt bei 547 mm und die potentielle Verdunstung bei 657 mm (1951/80, DVWK, 1998).

Die Welse-Sernitz-Niederung nimmt die Oberflächenzuflüsse aus den Einzugsgebieten von Welse und Sernitz sowie einen beidseitigen Grundwasserzustrom aus den angrenzenden Moränengebieten auf. Das oberirdische Einzugsgebiet der Welse beträgt bis zur Einmündung der Sernitz rund 285 km^2 , das der Sernitz ca. 46 km^2 .

Im Rahmen der Komplexmeliorationen der 70er Jahre wurde ein weitmaschiges Grabensystem in Kombination mit systematischer Dränung und Grabenstauen für die wechselseitige Be- und Ent-

wässerung geschaffen. In Welse und Sernitz wurden Wehre errichtet, um die hierfür notwendigen Einstauhöhen realisieren zu können. Die so erreichbaren Grundwasserflurabstände sind für eine intensive Graslandnutzung, jedoch nicht für eine Wiedervernässung der Niedermoorflächen mit Grundwasserständen teilweise über Gelände ausgelegt.

3. PILOTFLÄCHE BIESENBROW

Die Pilotfläche ist in das Gesamtregulierungssystem der Welse-Sernitz-Niederung integriert. Über den Mittelgraben kann Wasser aus der Sernitz im freien Gefälle an die Fläche herangeführt werden. Die Entwässerung erfolgt bei Bedarf ebenfalls über den Mittelgraben. Über den Schmidtgraben wird das Wasser dann wieder in die Welse abgeleitet (Abb. 1).

Die Fläche der Pilotanlage ist seit Mitte der 70er Jahre mit einem Dränsystem (Plastdränrohre, 125 mm Durchmesser, 60 m Dränabstand) ausgestattet. Damit sollte die Grundwasserregulierbarkeit noch weiter verbessert werden.

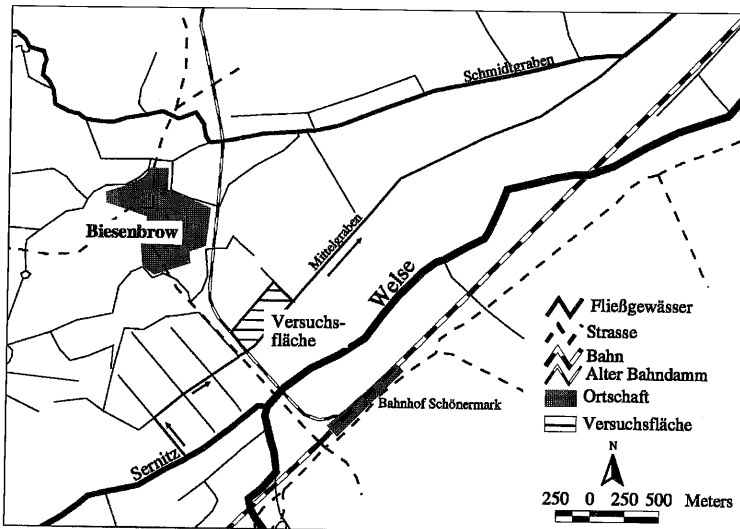


ABBILDUNG 1 Einbindung der Pilotfläche in das regionale Grabensystem.
FIGURE 1 Integration of the pilot area in the regional ditch system.

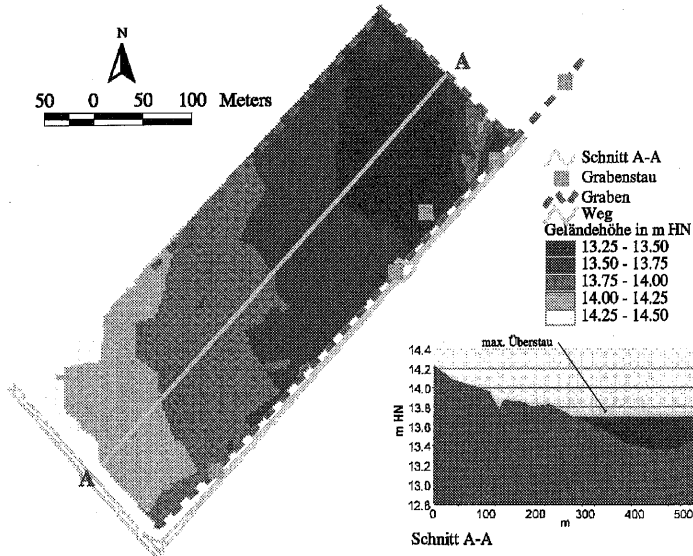


ABBILDUNG 2 Geländehöhen der Pilotfläche mit Längsschnitt.
 FIGURE 2 Elevation of the pilot area with cross section.

Vor Beginn der Planungsarbeiten wurde die Fläche höhenmäßig in einem Raster von 50 m × 50 m und zusätzlichen Höhengnahmen an markanten Depressionen und Kuppen vermessen. Die Geländehöhen der rd. 10 ha große Fläche liegen zwischen 13,4 und 14,2 m HN. Mit dem GIS Arc/Info wurde mittels einfacher Triangulation ein digitales Höhenmodell erstellt (s. Abb. 2). Das nordöstliche Gefälle beträgt rd. 0,2%. Die Moormächtigkeit schwankt zwischen 0,2 und 2,1 m, wobei die größeren Moormächtigkeiten im höher gelegenen Teil der Fläche vorkommen (Gensior und Zeitz, 1999). Der liegende Grundwasserleiter besteht aus sandigen bis kiesigen, gut wasserdurchlässigen Substraten.

4. VERFAHREN ZUR WIEDERVERNÄSSUNG VON NIEDERMOORFLÄCHEN

Entsprechend den hydroklimatischen Bedingungen des Untersuchungsgebietes, geringe Niederschläge und relativ hohe Verdunstung, ist die Zuleitung von Zusatzwasser die zwingende Voraussetzung für

eine Wiedervernässung der Fläche. Die umfangreichen Erfahrungen aus Wiedervernässungsprojekten in Hochmooren können daher nur bedingt genutzt werden (Schouwenaars, 1982; Eggelsmann, 1987, 1988; Vasander *et al.*, 1990; Blankenburg, 1998; Price, 1998; Sliva, 1998). Praktische Erfahrungen mit der Wiedervernässung von ehemals landwirtschaftlich genutztem Niedermoor gibt es erst seit wenigen Jahren. Eggelsmann (1989) empfiehlt daher, die jahrzehntelangen Erkenntnisse aus dem Bewässerungslandbau zu nutzen.

Seit 1992 laufen im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes "Ökosystemmanagement für Niedermoore (ÖKOSYN)" Untersuchungen zur Wiedervernässbarkeit von Niedermooren an vier Standorten in Norddeutschland. Ergebnisse von Scholz *et al.* (1995) zur Vernässung einer tiefgründigen, schwach geneigten Niedermoorfläche (Gefälle rd. 0,07%) zeigen die Möglichkeiten und Grenzen der Wiedervernässung mittels einfacher Ein- und Überstauverfahren auf solchen Standorten. Der Grabeneinstau führt nur in Verbindung mit einer aufwendigen Maulwurfräsdränung zum gewünschten Vernässungserfolg. Ohne diese Dränung ist die geringe Wasserdurchlässigkeit des verdichteten Torfkörpers der begrenzende Faktor. Aufgrund des vorhandenen Geländegefälles können durch Grabenüberstau, für den eine zusätzliche Verwallung der Fläche notwendig ist, nur kleine Flächenanteile überstaut werden. Reicht der im Versorgungsgraben erreichbare Wasserstand im höher gelegenen Flächenteil nicht mehr für einen Grabenüberstau aus, fallen die Grundwasserstände in den Sommermonaten auf für eine Wiedervernässungsmaßnahme nicht mehr akzeptable Werte von 70 bis 80 cm unter Flur ab. Ähnliche Erfahrungen wurden auf einem muddeunterlagerten Niedermoor in Niedersachsen gemacht (Hennings und Blankenburg, 1994; Hennings, 1994). Hier konnte nur bei Abständen der Versorgungsgruppen von weniger als 10 m eine gesicherte Vernässung erzielt werden.

Die Ergebnisse von Dietrich *et al.* (1998) unterstreichen den engen Zusammenhang zwischen den vorherrschenden Standortbedingungen und dem anwendbaren Bewässerungsverfahren. Auf Standorten mit gut durchlässigen Grundwasserleitern kann der Grabeneinstau zu zufriedenstellenden Vernässungen in den tiefsten Geländebereichen führen, jedoch nehmen diese aufgrund relativ großer Differenzen in der Geländehöhe einzelner Staubebereiche oftmals nur geringe Flächenanteile der zu vernässenden Flächen ein. Für einen Gra-

benüberstau sind die erreichbaren Stauhöhen der Gräben, wie auch auf der Pilotfläche Biesenbrow, ein begrenzender Faktor. Kann der Versorgungsgraben so hoch angestaut werden, daß er an der zu vernässenden Fläche über die Ufer tritt, ist der erzielbare Vernässungserfolg gut. Auf einer tiefgründigen Niedermoorfläche mit gleichmäßigem Gefälle wurde eine Überrieselung erfolgreich erprobt. Der hierfür notwendige technische Aufwand für Installation und Unterhaltung des Überrieselungssystems ist auf kleinen Versuchsfeldern realisierbar, muß für großflächige Anwendungen jedoch noch reduziert werden.

5. GESTALTUNG UND BETRIEB DES BEWÄSSERUNGSSYSTEMS DER PILOTFLÄCHE

Die Rahmenbedingungen für die Gestaltung des Bewässerungssystems sind durch die konkreten Standortbedingungen und vom vegetationskundlichen Versuchsdesign vorgegeben:

- Die Fläche hat mit mehr als 1 m Höhenunterschied auf rd. 450 m Länge ein relativ großes Gefälle für einen Niedermoorstandort (s. Abb. 2).
- Die mit dem Mittelgraben erreichbaren Stauhöhen reichen nicht aus, um die für den Schilfanbau erforderlichen Vernässungen allein durch einen Grabeneinstau zu erreichen.
- Die Pilotfläche ist von landwirtschaftlich genutzten Graslandflächen umgeben.
- In einem Vorratsbecken muß ausreichend Wasser gespeichert werden, um auch in längeren Trockenperioden die Schilfbestände mit Wasser versorgen zu können.
- Um alle Bereiche der Fläche im freien Gefälle mit Zusatzwasser zu versorgen, muß das Vorratsbecken im höchsten Teil der Fläche im Auftrag angelegt werden.
- Gefüllt wird das Becken mit Wasser aus der Sernitz, das über den Mittelgraben bis an die Fläche geleitet werden kann und mittels einer Pumpe in das Vorratsbecken gefördert wird (s. Abb. 1).
- Die Auslegung des Beckens erfordert eine Grundfläche von 3.000 m² (15 m²/Einwohnergleichwert), um das Becken später auch als Klärteichanlage nutzen zu können.

- Die Zuflußmenge muß regulierbar und meßbar sein.
- Die Untersuchungen zum Schilfanbau sehen vor, Varianten mit Überstau und Varianten mit Grundwasserständen unter Gelände zu betrachten.

Aufgrund dieser Vorgaben fiel die Entscheidung für ein kombiniertes Überrieselungs- und Überstauesystem zur Bewässerung. Für den Überstau bieten sich die tief liegenden Flächen bis ca. 13,70 m HN an (s. Abb. 2). Um das Wasser auf der Fläche zu halten, mußte entlang der Gräben eine Verwallung angelegt werden. Die Wasserzuleitung vom Vorratsbecken zum Überstauteil erfolgt über eine Rohrleitung (s. Abb. 3).

Die Überrieselungsvarianten waren im höheren Teil der Fläche anzulegen. Die Wasserverteilung auf der Fläche erfolgt über drei oberirdisch verlegte Rohrleitungen mit Verteilerschläuchen (s. Abb. 3 und 4). Diese münden jeweils an hoch gelegenen Geländepunkten aus, so daß das Wasser von dort aus zu den tiefer liegenden Bereichen fließen

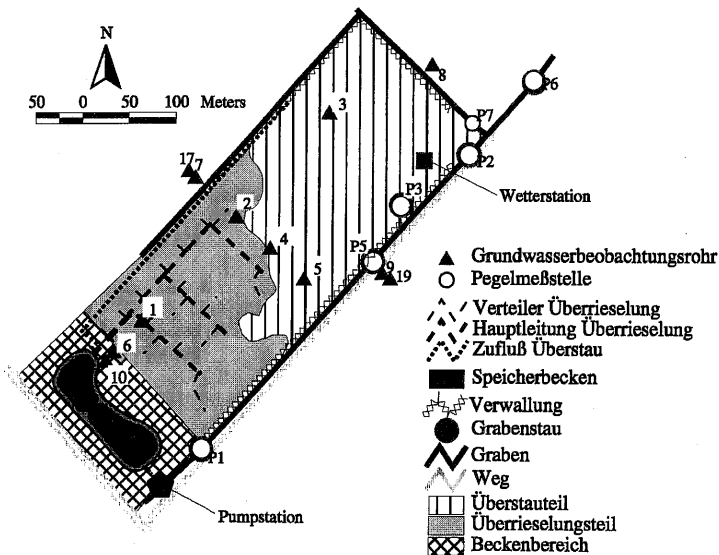


ABBILDUNG 3 Bewässerungssystem der Pilotfläche.
FIGURE 3 Irrigation system of the pilot area.

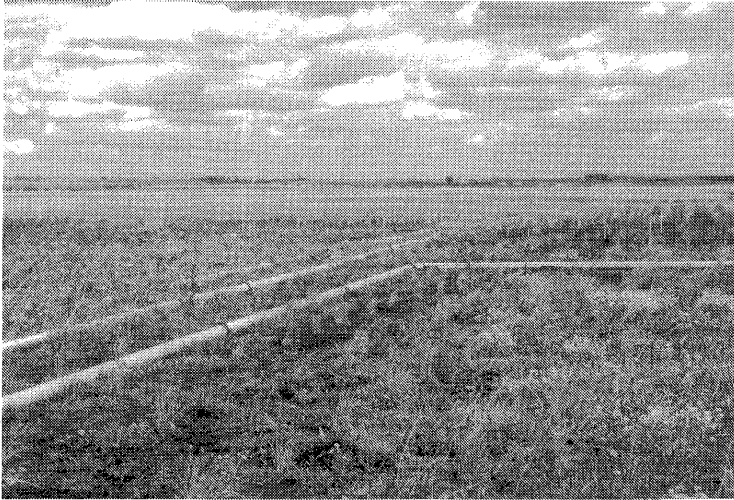


ABBILDUNG 4 Überrieselungsteil der Pilotfläche mit Verteilerrohrleitungen.
FIGURE 4 Border irrigation part of the pilot area with distribution pipelines.

kann. Der Torfkörper sättigt sich bis zur Geländeoberfläche auf, das überschüssige Wasser fließt in den Überstauteil ab.

Die südöstlich angrenzende Fläche wird durch den Mittelgraben von der Pilotfläche abgeschildert. Auf der nordwestlichen Seite der Fläche wurde ein Fanggraben angelegt und der nordöstlich vorhandene Graben instandgesetzt, um so Beeinträchtigungen der angrenzenden Flächen auszuschließen.

Die Regulierung der Wasserstände auf der Pilotfläche kann über die Zuflußmenge, die Einstellung der maximalen Überstauhöhe und den Wasserstand im Mittelgraben erfolgen. Der Durchfluß jeder Hauptleitung am Beckenausgang ist einzeln regelbar. Um eine gleichmäßige Verteilung im Überrieselungsbereich zu erreichen, ist jeder Verteilerschlauch ebenfalls durch einen Schieber im Durchfluß steuerbar. Ein Einlaufsumpf (P3) im tiefsten Flächenteil, der auch als Flächenablaß zum Mittelgraben dienen kann, leitet überschüssiges Wasser zum Mittelgraben. Er ist in der Höhe regulierbar und bestimmt so die Höhe des Wasserstandes im Überstauteil der Fläche. Der Grabenwasserstand des Mittelgrabens (P5, P2) wirkt sich über die Beeinflussung der

unterirdischen Abströmverluste auf den Grundwasserstand in der Pilotfläche aus.

6. GRUNDWASSERMONITORING

6.1. Meßsystem

Der Erfolg der Wiedervernässung auf der Pilotfläche ist an den Grundwasserständen nachweisbar. Hierfür wurde ein Grundwassermeßnetz mit Längs- und Quertrassen installiert (s. Abb. 3). Die Grundwasserbeobachtungsrohre Nr. 1 im Überrieselungsbereich und Nr. 3 im Überstaubereich sind mit Dataloggersystemen ausgestattet. Diese erfassen den Grundwasserstand alle 30 s und speichern halbstündige Mittelwerte ab. Die Grundwasserstände aller anderen Rohre werden im Sommerhalbjahr wöchentlich und im Winterhalbjahr 14tägig gemessen. Bis Ende 1996 bestand das Grundwassermeßnetz nur aus den Rohren 1 bis 5. Die Rohre 6 bis 10 wurden im Winter 1997 und die Rohre 17 und 19 Ende 1997 ergänzt.

Der Grabenwasserstand des Mittelgrabens wird ebenfalls kontinuierlich mittels Dataloggersystem erfaßt (P2). Der Wasserstand im nördlichen Randgraben wird stichtagsweise zusammen mit den Grundwasserständen manuell abgelesen.

Die Witterungsdaten erfaßt eine automatische Klimameßstation, welche sich im nordöstlichen Bereich der Fläche befindet.

6.2. Ergebnisse und Diskussion

Die Wirksamkeit der Bewässerung wird anhand der Stichtagsmessungen entlang der Längstrasse (Abb. 5) und der Quertrasse (Abb. 6) dargestellt. Dabei werden die mittleren Grundwasserstände einschließlich ihrer Schwankungsbreite in verschiedenen Perioden miteinander verglichen. Die Einteilung der Perioden ist so gewählt, daß zwischen Zeiten mit und ohne Bewässerungsbetrieb unterschieden werden kann. Das installierte Bewässerungssystem kann bei anhaltendem Frost nicht betrieben werden. Zur Vermeidung von Frostschäden wird es daher im Spätherbst jeweils entleert und erst im Frühjahr wieder in Betrieb genommen. Sowohl für die Periode ohne

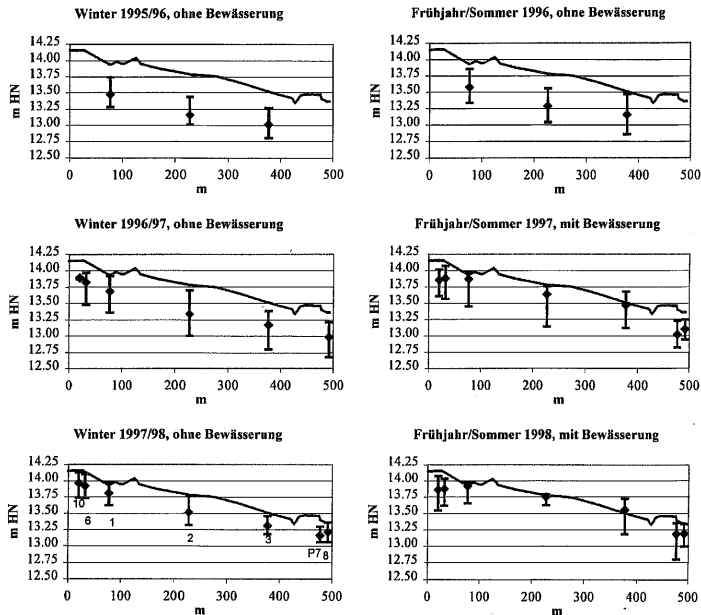


ABBILDUNG 5 Mittlere Grundwasserstände ausgewählter Meßperioden der Längstrasse mit Schwankungsbereich.

FIGURE 5 Medium groundwater tables of selected periods of the longitudinal section with range.

Bewässerung als auch für die mit Bewässerung werden die Meßwerte vor Errichtung des Bewässerungssystems als Vergleichswerte herangezogen. Nicht berücksichtigt wird die Phase im September/Okttober 1996. In dieser Zeit wurde das Verteilungssystem errichtet und erprobt, so daß es zum häufigeren Wechsel von Bewässerung und Einstellung der Bewässerung kam.

Vor Beginn der Untersuchungen lagen die Grundwasserstände auf der Fläche im Mittel rd. 60 cm unter Gelände, was den Anforderungen der Graslandnutzung entspricht (s. Abb. 5). Zwischen dem Winter 1995/96 und der Periode Frühjahr/Sommer 1996 gibt es im Mittelwert und auch im Schwankungsbereich keine deutlichen Unterschiede. Daß die Grundwasserstände auch im Sommer nicht stärker abfallen, unterstreicht die gute Wirksamkeit des Grabeneinstaus vom Mittelgraben. Gut erkennbar ist das leichte Gefälle im Grundwasser, parallel zur Geländeoberfläche zum nördlichen Stichgraben hin.

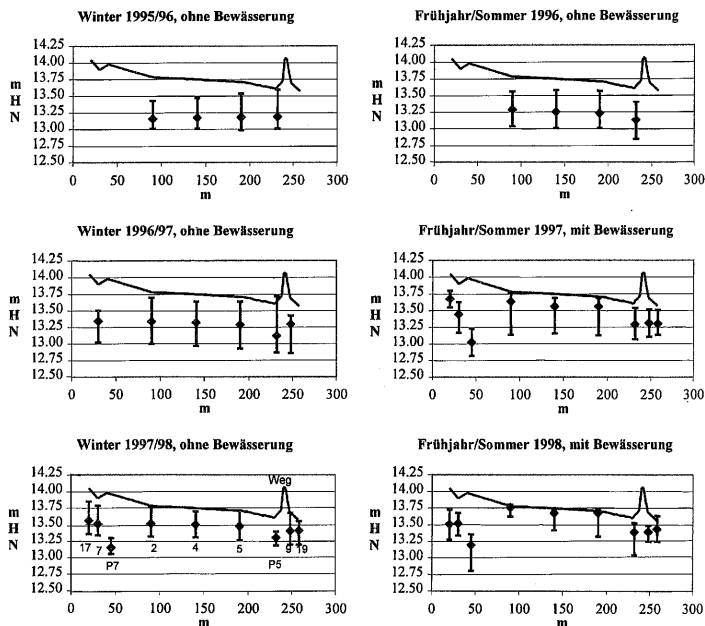


ABBILDUNG 6 Mittlere Grundwasserstände ausgewählter Meßperioden der Quertrasse mit Schwankungsbereich.

FIGURE 6 Medium groundwater tables of selected periods of the cross section with range.

Mit Inbetriebnahme der Bewässerung über das Speicherbecken und das Rohrverteilungssystem im Frühjahr 1997 werden die Grundwasserstände angehoben. Im Bereich der Überrieselung (Rohr 1 und 2) liegen die Mittelwerte nur rd. 10 cm unter Gelände, die Maximalwerte in Höhe der Geländeoberfläche. Sie können nicht höher ansteigen, da das Wasser dann in die tieferen Flächenteile abfließt, wodurch es im Bereich dieser Rohre nicht zu einem ausgeprägten Überstau kommt. Die gemessenen Tiefststände im Frühjahr/Sommer 1997 weichen weiter vom Mittelwert ab als die Höchstwerte. Dieses zeigt, daß nur wenige Meßwerte in diesem Bereich lagen. Der Grund war eine notwendige Bodenbearbeitung als Vorbereitung für die Schilfpflanzung im April 1997, verbunden mit kurzzeitiger Einstellung der Bewässerung und Absinken der Grundwasserstände als Folge.

Im oberen Bereich der Pilotfläche nahe der Speicherbecken (Rohr 6 und 10) mündet kein Verteilerschlauch des Überrieselungssystems aus.

Hier kommt es aufgrund des insgesamt höheren Grundwasserniveaus zwar auch zu einem Anstieg gegenüber dem Vorjahr, jedoch bleiben die Grundwasserstände deutlicher unter Gelände. Im tieferen Teil der Pilotfläche entsteht der geplante Überstau. Entsprechend dem Wasserdargebot, der Evapotranspiration und den Abströmverlusten zum Mittelgraben schwankt die Höhe des Überstaus und damit die Größe der überstauten Fläche.

Die nördlich angrenzende Nachbarfläche (Rohr 8) wird durch den Stichgraben (P7) von der Pilotfläche abgeschottet. Ihr Wasserstand wird vom Stichgraben bzw. dem Wasserstand des Mittelgrabens unterhalb der Pilotfläche bestimmt.

Im Winter 1997/98 fallen die Grundwasserstände ohne Bewässerung wieder leicht ab. Da die Evapotranspiration in dieser Phase unter der Niederschlagsmenge liegt, ist dieses ein Beleg für den unterirdischen Abstrom von Grundwasser zum Mittelgraben hin. Im Frühjahr/Sommer 1998 werden dann wieder die Zielgrundwasserstände auf der Pilotfläche erreicht, jedoch nur durch intensive Bewässerung (Dannowski *et al.*, 1999). Der Bewässerungsbetrieb war nicht mehr durch Pflanzarbeiten gestört, was zur Verringerung der Schwankungsbreite der Grundwasserstände beiträgt.

Ein etwas anderes Bild zeigen die Grundwasserstände der Quertrasse (s. Abb. 6). Die Mittelwerte der Grundwasserstände zeigen keine deutliche Gefällerrichtung mehr an, obwohl das Gelände ein ähnliches Gefälle wie in Längsrichtung besitzt. Die Verbesserung der hydraulischen Durchlässigkeit durch die vorhandene Dränung kann die Ursache hierfür sein.

Der Effekt der Bewässerung, im Bereich der Quertrasse ausschließlich Überrieselung, ist wieder in den Frühjahr/Sommer-Perioden 1997 und 1998 sichtbar. Für die Tiefst- und Höchststände gilt das gleiche wie bei der Längstrasse (s. o.).

Im Frühjahr/Sommer 1998 liegen die Grundwasserstände der Pilotfläche deutlich höher als auf den östlich und westlich angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen. Damit verbunden sind hohe Abströmverluste (Dannowski *et al.*, 1999). Der westliche Stichgraben hat an der Quertrasse eine Sohlhöhe von 13,30 m HN und ein freies Gefälle bis zum Pegel P7. Der Pegelstand P7 lag immer unter den Grundwasserständen der Pilotfläche und der westlichen Nachbarfläche (s. Abb. 6). Die Geländeoberfläche steigt in westlicher Richtung (Rohr 7

und 17) ebenfalls weiter an, so daß sich dort Grundwasserflurabstände ergeben, die eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung ermöglichen. In östlicher Richtung fällt das Gelände weiter zur Welse hin ab (Rohr 9 und 19). Hier kann es zu zeitweisen Problemen durch zu hohe Grundwasserstände kommen, wie die Grundwasserstände von Rohr 9 und 19 zeigen. Ein tieferer Grabenwasserstand im Mittelgraben, verringert die Beeinträchtigung der angrenzenden Fläche, erhöht jedoch die Abströmverluste von der Pilotfläche. Der mittlere Sommerwasserstand des Mittelgrabens wurde daher von 13,14 m HN 1996 (vor Versuchsbeginn) auf 13,29 m HN 1997 und 13,40 m HN 1998 angehoben.

Die Abbildung 7 zeigt den zeitlichen Verlauf der Grundwasserstände von Anfang April 1996 bis zum Ende des Betrachtungszeitraumes am 31. Oktober 1998. Grundlage sind die Messungen mit den Dataloggersystemen an Rohr 1 (Überrieselungsteil) und 3 (Überstauteil). Die halbstündigen Mittelwerte wurden noch einmal zu Dekadenmitteln zusammengefaßt und als Grundwasserflurabstände für den jeweiligen Rohrstandort dargestellt. Auch hier wird die Wirkung der Bewässerungsmaßnahmen ab 1997 erkennbar. Im Überrieselungsteil liegen die Grundwasserstände bei Bewässerung in Höhe der Geländeoberfläche, 1998 sogar etwas darüber. Der Grund für den leichten Überstau am Rohr 1 ist eine kleine lokale Senke, in der das

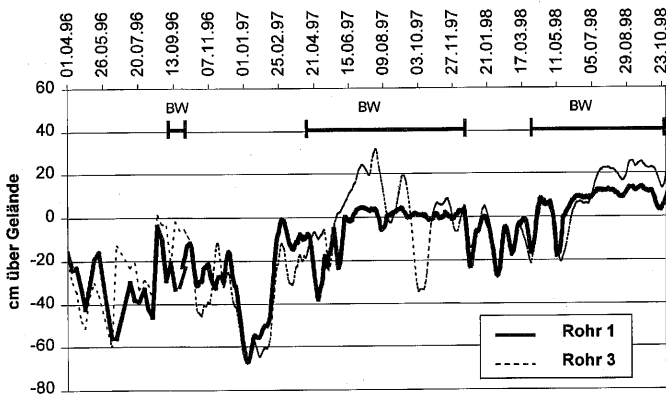


ABBILDUNG 7 Grundwasserflurabstände an den Grundwasserbeobachtungsrohren 1 und 3 im Untersuchungszeitraum (BW – Zeiträume mit Bewässerung).
 FIGURE 7 Groundwater tables above surface at well 1 and 3 during the investigation time (BW – time with irrigation).

Rohr gelegen ist. Der Überstau erreichte in Phasen mit maximaler Bewässerung eine Überstauhöhe von rd. 20 cm bei Rohr 3. Der Pik mit 30 cm Überstau Ende Juli 1997 ist auf die Starkniederschläge von 100 mm in 5 Tagen zurückzuführen (Oderhochwasser). Hierdurch bildeten sich so große Abflüsse im Gebiet, daß die Vorfluter diese nicht mehr bewältigen konnten und es zum Rückstau kam.

Im Gegensatz zur Auswertung und Darstellung der Stichtagsmessungen veranschaulichen die Grundwassergänge in Abbildung 7 sehr gut die kurzfristigen Schwankungen des Grundwasserstandes. Während bei Bewässerungsbetrieb relativ gleichmäßige Wasserstände vorherrschen, betragen die durch meteorologische Einflüsse, wie Niederschlag, Evapotranspiration, aber auch Frosteinwirkung im Winter, verursachten Schwankungen bis zu 60 cm. Ein Grund hierfür ist das geringe Wasserspeichervermögen des degradierten Torfkörpers.

7. FAZIT

Entsprechend den Standortbedingungen der Pilotfläche Biesenbrow und den experimentellen Anforderungen der abiotischen und biotischen Untersuchungsprogramme des DBU-Verbundprojektes "Schilfanbau" wurde als Bewässerungsverfahren eine kombinierte Überrieselungs-/Überstaulösung erarbeitet. Die gewählte Lösung erfordert einen relativ hohen Aufwand für die Errichtung des Bewässerungssystems, sie ermöglicht aber gleichzeitig eine eventuelle spätere Nutzung des Speicherbeckens als Klärteich und sichert die erforderliche Vernässungsqualität für die Versuchsanforderungen.

Die Grundwasserstände steigen im Überrieselungsteil bis auf Geländeniveau an. Im Überstauteil hängt die Höhe des Überstaus vor allem von der Wasserbilanz ab. Nur bei intensiver Bewässerung können im Sommer Evapotranspiration und Abströmverluste kompensiert werden. Die angelegte Verwallung und der regulierbare Einlaufsumpf erfüllen ihre Aufgaben. Die hohen Wasserverluste entstehen durch abströmendes Grundwasser zu den tiefer angestauten Gräben (Entwässerungswirkung). Die noch vorhandene und funktionierende Dränung verstärkt diesen Effekt. Eine Nutzung des Überstaus als Wasserspeicher auf der Fläche ist daher wenig effektiv,

da die hohen Abströmverluste den Flächenspeicher zusätzlich zur Evapotranspiration zu schnell entleeren.

Die angrenzenden, landwirtschaftlich genutzten Flächen werden nur bedingt durch die Wiedervernässung beeinträchtigt. Entsprechend tief abgesenkte Gräben können die Nachbarflächen gegenüber der Vernässungsfläche abschirmen. Werden die Gräben jedoch wie im Fall des Mittelgrabens sehr hoch angestaut, um die Abströmverluste niedrig zu halten, kann es zu Beeinträchtigungen gerade auf der tiefer, in Richtung Welse gelegenen Fläche kommen.

Bau- und wasserrechtliche Anforderungen wurden im Beitrag nicht behandelt. Sie sind bei der Vorbereitung und Planung von Wiedervernässungsvorhaben in Niedermooren aber unbedingt zu berücksichtigen. Jede Wasserentnahme aus Vorflutern bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis, die Anhebung von Stauzielen u. U. einer Veränderung des Staurechts. Sind Bauwerke, wie z. B. ein Speicherbecken zu errichten, müssen baurechtliche Fragen berücksichtigt werden.

Literatur

- Blankenburg, J. (1998) Rewetting of peat cutting areas: Field experiments in northwest Germany since 1976. *Proceedings of the 1998 International Peat Symposium "Peatland Restoration and Reclamation"*, Duluth, MN, 14–18 July 1998, S. 133–138.
- Dannowski, R., Dietrich, O. und Tauschke, R. (1999) Wasserhaushalt einer vernässten Niedermoorfläche in Nordost-Brandenburg. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, Vorl. Ausg.
- Dietrich, O., Dannowski, R. and Quast, J. (1998) Solutions of water supply for rewetting of degraded fen sites in northeast Germany. *Proceedings of the 1998 International Peat Symposium "Peatland Restoration and Reclamation"*, Duluth, MN, 14–18 July 1998, S. 220–226.
- DVWK (1998) Feuchtgebiete – Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte, Fallbeispiele. DVWK Materialien 1/1998, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 163 S.
- Eggelsmann, R. (1987) Ökotechnische Aspekte der Hochmoor-Regeneration. *Telma*, **17**, 52–94.
- Eggelsmann, R. (1988) Wiedervernässung von Hochmooren. *Geowiss.*, **6**, 317–322.
- Eggelsmann, R. (1989) Schutz und Regeneration von Niedermooren aus ökologischer Sicht. *Telma*, **19**, 27–41.
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß der Wiedervernässung auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, Vorl. Ausg.
- Hennings, H. H. (1994) Wiedervernässbarkeit von Niedermooren. Norddeutsche Naturschutzakademie, *Berichte*, **7**, 86–90.
- Hennings, H. H. and Blankenburg, J. (1994) Investigations on the rewetting of fens in the Dümmer-Region. North-west Germany. *Proceedings of the International Symposium "Conservation and Management of Fens"*, Warsaw 6–10 June 1994, S. 231–238.

- Price, J. S. (1998) Methods for restoration of a cutover peatland, Quebec, Canada. *Proceedings of the 1998 International Peat Symposium "Peatland Restoration and Reclamation"*, Duluth, MI, 14–18 July 1998, S. 149–154.
- Scholz, A., Pöplau, R. und Warncke, D. (1995) Wiedervernässung von Niedermoor – Ergebnisse eines Versuches in der Friedländer Großen Wiese. *Telma*, **25**, 69–84.
- Schouwenaars, J. M. (1982). Maßnahmen im Wasserhaushalt der niederländischen Hochmoorreste – Zur Kenntnis der Anforderungen für eine Hochmoorregeneration. *Telma*, **12**, 219–234.
- Sliva, J. (1998) Regeneration of milled peat bog: A large scale approach in Kollerfilze (Bavaria, southern Germany). *Proceedings of the 1998 International Peat Symposium "Peatland Restoration and Reclamation"*, Duluth, MI, 14–18 July 1998, S. 82–87.
- Stüdemann, O. (1986) Eine Klimacharakteristik des Tieflandes der DDR für die landwirtschaftliche Standortbeurteilung. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin, **245**, 195–202.
- Vasander, H., Leivo A. and Tanninen, T. (1992) Rehabilitation of a drained peatland area in the Seitsemien National Park in southern Finland. In: Bragg, O. M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. and Robertson R. A. (Editors): *Peatlands Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. University of Dundee. UK, pp. 381–387.

WASSERHAUSHALT EINER VERNÄSSTEN NIEDERMOORFLÄCHE IN NORDOST-BRANDENBURG

**RALF DANNOWSKI*, OTTFRIED DIETRICH
und RALPH TAUSCHKE**

*Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.,
Institut für Hydrologie, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg*

(Eingegangen 8. März 1999; Angenommen 12. März 1999)

Zweijährige Wasserstands- und -dargebotsmessungen in einer 8 ha umfassenden Pilotanlage zur Wiedervernässung von Niedermoor mit gepflanzter Schilf-/Seggenvegetation in der Welse-Sernitz-Niederung (Nordost-Brandenburg) wurden hinsichtlich des Wasserbedarfs für den Bewässerungsbetrieb ausgewertet. Methodische Grundlage war die monatsweise Quantifizierung aller Komponenten der Flächenwasserbilanz während der Vegetationsperiode (April bis Oktober). Ein Feldexperiment im November/Dezember 1997 lieferte eine Regressionsbeziehung zur Bestimmung des unterirdischen Abflusses. Damit wurde eine Separation der im allgemeinen verknüpften Bilanzglieder Wasserverbrauch (Evapotranspiration) und unterirdischer Abfluss möglich.

Der mittlere Zusatzwasserbedarf lag in den untersuchten Jahren bei 6 bzw. 9 mm/d. Das könnte für größerflächige Wiedervernässungsmaßnahmen Probleme mit dem verfügbaren Dargebot bedeuten. Grund sind Sickerverluste in der Größenordnung der realen Evapotranspiration (im Mittel 4 mm/d), die auf ein funktionstüchtiges Drän-system zurückgehen. Der summarische Wasserverbrauch hat auch nach erfolgter Etablierung der Röhrichtvegetation in der zweiten Vegetationsperiode die aus Lysimeteruntersuchungen bekannten Verdunstungssummen > 1.000 mm nicht erreicht. Die Monatssummen der Evapotranspiration überstiegen aber die Gras-Raferenzverdunstung nahezu permanent, im Mittel um etwa 80%.

Schlüsselwörter: Niedermoor; Wiedervernässung; Schilfanbau; Wasserbilanz; Wasserverbrauch; unterirdischer Abfluss

*Corresponding author. Tel.: +49 33432 82304, Fax: +49 33432 82301, e-mail: rdannowski@bigy.zalf.de

Water Budget of a Rewetted Fen Area in Northeastern Brandenburg

Biennial measurements of water tables and water supply in an 8 ha pilot area for rewetting of fen peatland planted with reed-sedge vegetation, situated within the Welse-Sernitz lowlands (northeastern Brandenburg, Germany), have been evaluated with regard to the demand for irrigation water. As the methodical basis, all the components of the monthly area water budget had to be quantified for the vegetation period (April to October). A relationship to determine the subsurface runoff has been derived from a field experiment during November/December, 1997. Thus, a path was found to separate the terms water consumption (evapotranspiration) and subsurface runoff commonly combined in field experiments.

The averaged water demand amounted to 6 and 9 mm/d for the investigated years. This could pose problems with the water supply available for rewetting of larger fen areas. The fact is due to seepage losses in the order of magnitude of the evapotranspiration (as an average, 4 mm/d), caused by a functioning artificial drainage system. The water consumption did not come up to the evapotranspiration sum of more than 1,000 mm known from lysimeter investigations. The monthly sums of evapotranspiration, however, almost permanently exceeded the grass reference evapotranspiration, as an average by about 80%.

Keywords: Fen peatland; rewetting; reed cultivation; water budget; water consumption; subsurface runoff

1. PROBLEMSTELLUNG

Bis zum Beginn der 90er Jahre unterlagen die Niedermoore Nordostdeutschlands einem hohen Nutzungsdruck als Saatgrasland. Die anhaltende Überbeanspruchung führte zu einer weitgehenden Degradierung der Standorte mit all ihren negativen Folgen, wie verstärkter Torfmineralisierung, Bodenverdichtung, Vegetationsschäden durch Nässe und Trockenheit, Ertragsrückgang und unkontrollierter Nährstofffreisetzung. Wasserwirtschaftlich und organisatorisch aufwendige Verfahren zur Bodenwasserregulierung (TGL 42812/01 bis/10, ICID, 1987; Quast *et al.*, 1993), die unter Einbeziehung eines beachtlichen wissenschaftlich-technischen Potentials an die besonderen Anforderungen angepasst und ständig verfeinert wurden, konnten diesen Prozess nicht aufhalten.

Mit dem gesellschaftlichen Wandel in Ostdeutschland erwachsen neue Chancen für einen ökologisch verträglichen Umgang mit den Niedermooeren. Forschungsprojekte wurden initiiert, um anhand erarbeiteter Grundlagenkenntnisse und Erfahrungen mit praktischen Wiedervernässungsexperimenten die Möglichkeiten und Vorausset-

zungen für eine Renaturierung der degradierten Standorte aufzuklären. Eines dieser Projekte¹ bildete im Zeitraum 1995 bis 1998 den Rahmen für die hier dargestellten Untersuchungen.

Unter den Bedingungen Nordostdeutschlands, charakterisiert durch negative Werte der Klimatischen Wasserbilanz mit drastischem Abflussrückgang im Sommerhalbjahr (Bork *et al.*, 1995), setzt die Planung des Vernässungsmanagements für die dauerhafte Wiedervernässung von Niedermoorflächen detaillierte gebietshydrologische Untersuchungen zur Deckung des Wasserbedarfs voraus. Dieser setzt sich allgemein aus Wasserverbrauch sowie unter- und oberirdischen Wasserverlusten zusammen. Er variiert damit in Abhängigkeit von den differierenden Verhältnissen von Vegetation/Landnutzung, Grundwasser, Relief und Boden, aber auch vom einzusetzenden Bewässerungsverfahren auf der zu betrachtenden Fläche.

Bei der Bereitstellung zuverlässiger Daten zum Wasserverbrauch von Pflanzenbeständen auf wiedervernässten Niedermoorflächen besteht das folgende methodische Problem: Einerseits liegen recht detaillierte Kenntnisse über die Evapotranspiration von Röhrichtvegetation für ein breites Spektrum von äußeren Bedingungen vor, die aber meist aus relativ eingeschränkten mikrometeorologischen oder Lysimeterstudien an Einzelpflanzen oder kleinen, isolierten Pflanzenkollektiven abgeleitet wurden (Behrendt *et al.*, 1997; Šmíd, 1975; Tuschl, 1970). Besonders die Wasserverbrauchszahlen aus Lysimetern mit flurnahem Grundwasserstand sind, infolge des unvermeidlichen sogenannten Oaseneffekts, häufig überhöht und lassen sich nur mit Vorsicht auf größere Flächen übertragen. Andererseits wurden bisher überhaupt erst wenige Untersuchungen zur Evapotranspiration im Feldmaßstab durchgeführt (Quast und Böhm, 1998, Peverly *et al.*, 1995). Derartige, aus der Wasserbilanz abgrenzbarer Teilflächen abgeleitete Ergebnisse sollten frei von Übertragungsproblemen sein, können aber im allgemeinen pflanzenspezifische oder kurzzeitige Reaktionen auf veränderliche äußere Bedingungen nicht auflösen. Eine zusätzliche Schwierigkeit stellt die Aufteilung des ermittelten Flächenwasserbedarfs auf die zu akzeptierende Evapotranspiration

¹Sanierung degradierter Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwertung gereinigter kommunaler Abwässer, Teilprojekt 4: Hydrologie/Vernässungsmanagement, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU).

und den hydrotechnisch beeinflussbaren unterirdischen Zu- oder Abfluss dar.

Auf Grund der besseren Übertragbarkeit ihrer Ergebnisse auf größere Flächen sind für praktische Aufgabenstellungen Feldmethoden zur Quantifizierung von Wasserhaushaltskomponenten grundsätzlich vorzuziehen. Der folgende Beitrag stellt eine Feldmethodik und zweijährige Ergebnisse zum Wasserhaushalt und zur Separation des Wasserbedarfs einer wiedervernässten Niedermoorfläche mit Schilf- und Seggenvegetation in die Komponenten Evapotranspiration und Infiltration/Grundwasserabfluss vor.

2. METHODIK

Als experimentelle Basis stand die 8 ha Vernässungsfläche umfassende Pilotanlage Biesenbrow (Abb. 1) zur Wiedervernässung eines degradierten Niedermoores mit Schilfanbau in der Welse-Sernitz-Niederung

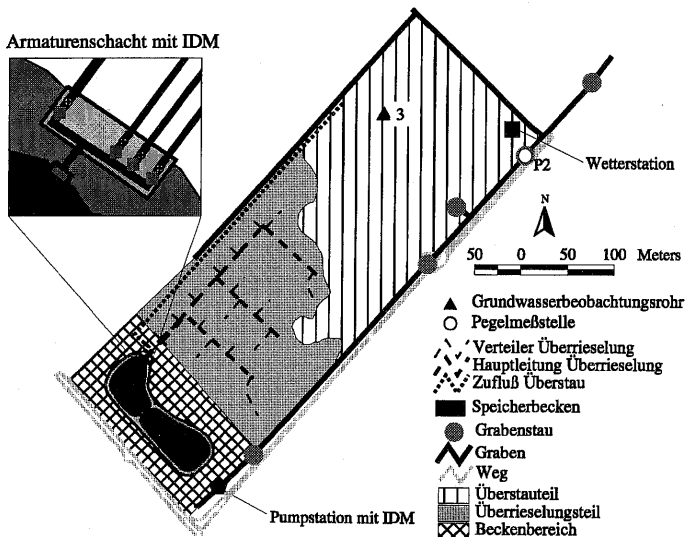


ABBILDUNG 1 Pilotanlage Biesenbrow mit Messeinrichtungen und Bewässerungssystem.

FIGURE 1 Biesenbrow Pilot Area with measuring system and irrigation equipment.

(53°06'N, 14°02'E) im Nordosten Brandenburgs zur Verfügung (Wichtmann, 1999). Vor Einrichtung der Pilotfläche wurden die topographischen Verhältnisse aufgenommen und ein digitales Höhenmodell (DEM) mittels Triangulationsverfahren berechnet (Dietrich *et al.*, 1999). Die Pilotfläche ist als Folge früherer intensiver Saatgrasnutzung von Gräben umgeben und gedränt (Verfahren der wechselseitigen Grundwasserregulierung, gefällelos verlegte, gewellte PE-Dränrohre NG 125/116, Dränabstand 60 m). Die Fläche teilt sich in einen höher gelegenen Überrieselungs- und einen eingedeichten, tiefer gelegenen Überstaubereich. 1996/97 wurde auf großen Teilen der Fläche Schilf- und Seggenvegetation gepflanzt, die sich seither gut entwickelte (Koppitz *et al.*, 1999, Timmermann, 1999). Durch manuell gesteuerte Bewässerung wurden Wasserstände in Höhe der Mooroberfläche (Überrieselung) und bis zu 40 cm darüber (Überstau) gewährleistet (Dietrich *et al.*, 1999). Standortkundliche und bodenhydrochemische Untersuchungen (Gensior *et al.*, 1999) dienten der Charakterisierung der Umstellungsprozesse im degradierten Moorboden nach Vernässungsbeginn und – gestützt auf die hier dargestellte Quantifizierung des unterirdischen Abflusses – der Beurteilung der Umweltverträglichkeit des durchgeführten Bewässerungsbetriebes.

Das realisierte technische Bewässerungssystem und der erzielte Vernässungseffekt werden von Dietrich *et al.* (1999) diskutiert. Das hydrologische Messsystem der Pilotanlage (Abb. 1) besteht aus

- induktiven Durchflussmessern
- Wasserstandsmessern, teilweise mit registrierenden Druckaufnehmern
- Thompson-Wehren
- Grundwasserbeobachtungsrohren

Die automatisch erfassten hydrologischen Daten werden alle 30 min als Mittelwerte gespeichert. Das aufgeleitete Wasservolumen wird im Messschacht am Speicherbecken stündlich registriert. Wöchentliche Ablesungen dienen der Kontrolle des automatischen Messsystems. Die meteorologischen Daten werden mit der östlich der Vernässungsfläche etwas erhöht aufgestellten meteorologischen Station im 15 s-Takt gemessen und als 1 h-Mittelwerte gespeichert. Mit dem hydrologisch-meteorologischen Messsystem war die hoch aufgelöste, fehlerarme und kontinuierliche Erfassung aller benötigten

Eingangsgrößen für die folgenden Analysen zum Flächenwasserhaushalt gewährleistet.

Der Wasserbedarf als entscheidende Bemessungsgröße für die Planung von Widervernässungsvorhaben setzt sich aus dem Wasserverbrauch (reale Evapotranspiration) sowie den ober- und unterirdischen Wasserverlusten zusammen. Wasserverbrauch und unterirdischer Abfluss sind die nicht direkt messbaren Komponenten des Wasserbedarfs. Sie sollen aus dem Bewässerungsbetrieb der Pilotanlage ermittelt werden. Dafür standen gemessene Tageswerte des Niederschlags, des Bewässerungszuflusses, des oberirdischen Abflusses und des Wasserstandsverlaufes auf der vernässen Fläche zur Verfügung. Zur Auswertung lagen Messreihen aus zwei Bewässerungsperioden vor: 01.04. bis 15.12.1997 und 01.04. bis 31.10.1998. Grundlage der Flächenwasserbilanz ist die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung:

$$\Delta S = P - ET + Q_{\text{zuo}} + Q_{\text{zuu}} - Q_{\text{abo}} - Q_{\text{abu}} \quad (1)$$

mit ΔS – Flächenspeicheränderung

P – Niederschlag

ET – reale Evapotranspiration

Q_{zuo} – oberirdischer Zufluss

Q_{zuu} – unterirdischer Zufluss

Q_{abo} – oberirdischer Abfluss

Q_{abu} – unterirdischer Abfluss

Alle Terme der Bilanzgleichung werden in mm/ Δt (Δt : ausgewertetes Zeitintervall) angegeben; der Umrechnung der Zu- und Abflüsse und der Speicheränderung in eine Wasserhöhe wird die bewässerte Gesamtfläche der Pilotanlage von 8,0 ha zugrunde gelegt.

Der methodische Ansatz zielt zunächst dahin, die Größen dieser Gleichung so weit zu bestimmen, dass $ET + Q_{\text{abu}}$ als Restgröße verbleibt. Unter Bewässerungsbedingungen liegt der Wasserstand auf der Fläche über dem Niveau der Grundwasseroberfläche der Umgebung, so dass kein unterirdischer Zufluss zur Fläche erfolgen kann ($Q_{\text{zuu}} = 0$). Damit erhält Gl. (1) nach Umstellung die Form:

$$ET + Q_{\text{abu}} = P + Q_{\text{zuo}} - Q_{\text{abo}} - \Delta S \quad (2)$$

Das Wasserdargebot (Niederschlag und oberirdischer Zufluss) und episodisch auftretender oberirdischer Abfluss Q_{abo} lassen sich mit der vorhandenen Messtechnik zuverlässig erfassen. Somit ist noch die Änderung des Flächenspeichers ΔS zu quantifizieren.

Nach Schindler und Dietrich (1998) ist unter Wiedervernässungsbedingungen auf Niedermoorflächen die wasserstandsabhängige Änderung des Bodenspeichers gegenüber der Volumenänderung überstauter Flächenteile vernachlässigbar. Die Änderung des auf der Fläche gespeicherten Wasservorrats ΔS kann deshalb allein aus der wasserstandsabhängigen Volumenänderung im Überstauteil, unter Vernachlässigung von Änderungen des Bodenwasservorrates im Überrieselungsteil, ermittelt werden. Abbildung 2 stellt die unter dieser Voraussetzung, unter Zugrundelegen des vor Inbetriebnahme der Pilotanlage aufgenommenen Reliefs berechnete Speicherkennlinie der Pilotanlage Biesenbrow dar. Ihr läßt sich für eine bekannte Änderung des gemessenen Wasserstandes im Überstauteil (GWBR3) die daraus resultierende Änderung des Wasservorrates ΔS der Pilotfläche entnehmen. Damit sind alle Größen der rechten Seite von Gl. (2) bestimmt, und der nicht messbare Anteil des Wasserbedarfes $ET + Q_{abu}$ kann quantifiziert werden.

Im weiteren besteht großes Interesse, den Term $ET + Q_{abu}$ noch weiter aufzulösen. Der unterirdische Wasserverlust Q_{abu} ist eine standortabhängige und hydrotechnisch beeinflussbare Größe. Sein zu erwartender Betrag sollte bekannt sein, um etwa Entscheidungen zu seiner Reduktion treffen zu können. Gleichzeitig ergibt sich aus der

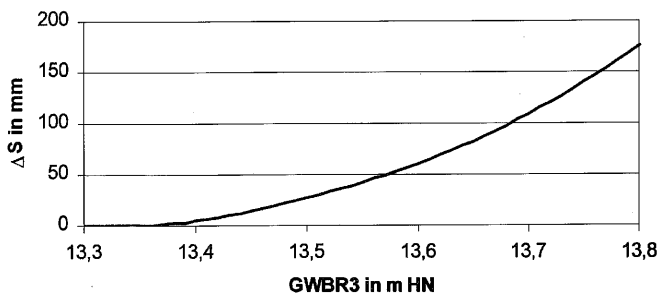


ABBILDUNG 2 Speicherkennlinie der bewässerten Fläche.
FIGURE 2 Storage characteristics of the irrigated area.

Separation beider Größen die Möglichkeit, den Wasserverbrauch *ET* der Schilf-/Seggenbestände auf der wiedervernässten Fläche abzuleiten und beispielsweise berechneten Vergleichswerten der potentiellen Evapotranspiration oder Lysimeterergebnissen gegenüberzustellen.

Der Schlüssel zur Separation beider Komponenten des Wasserbedarfs liegt in einem Feldexperiment, das im Spätherbst/Frühwinter 1997 an der Pilotanlage durchgeführt wurde (Abb. 3).

Im Zeitraum 29.10.97 bis 15.12.97 wurden durch entsprechende Steuerung der Bewässerung und der Grabenstaue abgestufte Differenzen zwischen den Wasserständen auf der Fläche (H_{GWBR3}) und in den umgebenden Gräben (H_{Gr}) eingestellt. In dieser Jahreszeit wird die reale Evapotranspiration gegenüber dem unterirdischen Abfluss vernachlässigbar klein, und infolge Vegetationsruhe wird die reale Evapotranspiration nur minimal von der Gras-Referenzverdunstung abweichen. Der unterirdische Abfluss erfolgt von der überstauten bzw. überrieselten Fläche zu den umgebenden Gräben und hängt unter sonst gleichen Bedingungen nur von der Wasserstandsdifferenz ab. In ausgewählten Phasen mit gleichem Anfangs- und Endwasserstand ($H_{\text{anf}} - H_{\text{end}} = 0$) auf der Fläche findet keine Änderung des Flächen-speichers statt ($\Delta S = 0$).

Die Auswertung von sechs solcher Phasen nach Gl. (2) lieferte unter der Annahme $ET = ETP$ den unterirdischen Abfluss von der Fläche. Abbildung 3 veranschaulicht die ausgewerteten Zustände und die

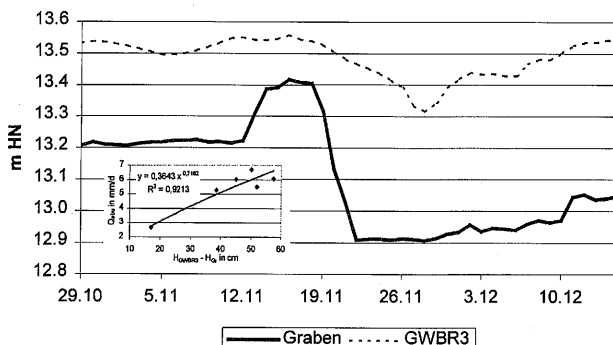


ABBILDUNG 3 Feldexperiment zur Quantifizierung des unterirdischen Abflusses – Wasserstände und angepasste Regressionsgleichung.

FIGURE 3 Field experiment to quantify the subsurface runoff – hydrographs and fitted relationship.

Anpassungsgüte der abgeleiteten Regressionsbeziehung. Diese lautet

$$Q_{abu} = 0,3643(H_{GWB3} - H_{Gr})^{0,7162} \quad R^2 = 0,9213 \quad (3)$$

Q_{abu} in mm/d, $H_{GWB3} - H_{Gr}$ in cm

Sie gibt für beliebige positive Differenzen zwischen Flächen- und Grabenwasserstand bei Überstauverhältnissen den über die bewässerte Fläche und das ausgewertete Zeitintervall gemittelten unterirdischen Abfluss an.

Für Auswertungszeiträume mit beliebigem Witterungsverlauf ergibt sich nun auch die Evapotranspiration der Pilotanlage aus Gl. (2) mit Niederschlag P und Bewässerungszufluß Q_{zu0} (Wasserdargebot) als gemessenem Input sowie dem nach Gl. (3) errechneten unterirdischen Abfluß Q_{abu} und einem gemessenen vorübergehend auftretenden Überlauf Q_{abo} als Output. Die wasserstandsabhängige Speicheränderung ΔS ist dazu nach Abb. 2 zu ermitteln.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Auf der dargestellten methodischen Grundlage wurde der Bewässerungsbetrieb der Jahre 1997 und 1998 ausgewertet. Alle Komponenten des Flächenwasserhaushaltes wurden quantifiziert und Aussagen zur Aufteilung des Wasserbedarfs der Pilotanlage auf den unterirdischen Abfluss und die reale Evapotranspiration der Röhrichtbestände abgeleitet. Abbildungen 4 und 5 veranschaulichen die Grund- und Grabenwasserstände sowie das Bewässerungsregime auf der Pilotanlage Biesenbrow in den zwei Bewässerungsperioden. Die Tabelle zeigt in monatlicher Aggregierung die Ergebnisse zur Wasserbilanz der Pilotanlage.

Das über beide Bewässerungsperioden (2×214 Tage) gemittelte tägliche Wasserdargebot $P + Q_{zu0}$ von 9,2 mm für die Pilotanlage setzt sich aus 1,9 mm Niederschlag und 7,3 mm geförderten Zusatzwassers zusammen. Das Wasserdargebot teilt sich in Wasserverbrauch (ET), ober- und unterirdischen Abfluss und Änderung des auf der Fläche gespeicherten Wasservolumens auf. Die zwischen den Bewässerungsperioden 1997 und 1998 bestehenden Unterschiede der Wasserhaushaltskomponenten resultieren aus dem jeweiligen Witterungsverlauf, der Vegetationsentwicklung und dem realisierten Bewässerungsregime,

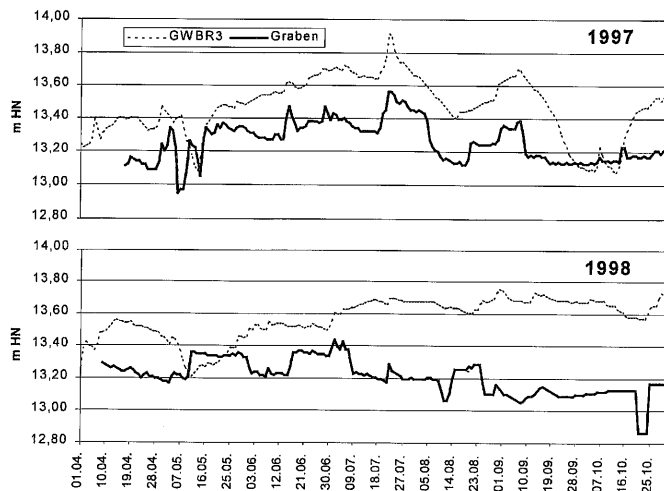


ABBILDUNG 4 Gemessene Wasserstände auf der Fläche (GWBR3) und im angrenzenden Graben.

FIGURE 4 Measured hydrographs of the irrigated area and the adjacent ditch.

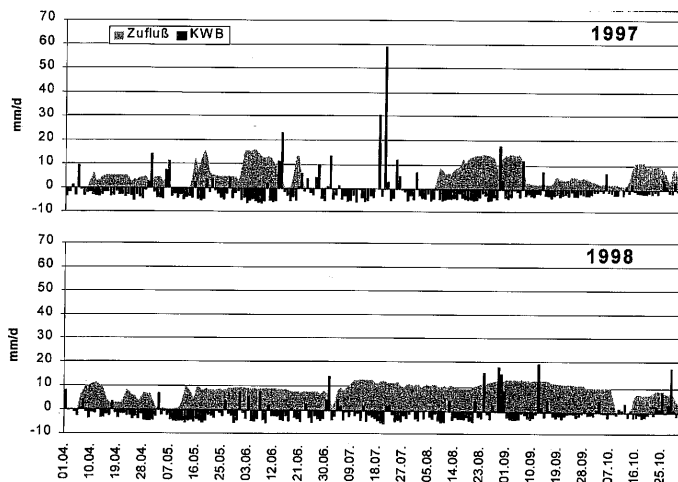


ABBILDUNG 5 Gemessener Zufluss Q_{zu} und Klimatische Wasserbilanz.

FIGURE 5 Measured irrigation recharge Q_{zu} and climatic water balance.

TABELLE Wasserbilanz (mm) der Pilotanlage Biesenbrow
 TABLE Water budget of the Biesenbrow Pilot Area

	<i>Apr</i>	<i>Mai</i>	<i>Jun</i>	<i>Jul</i>	<i>Aug</i>	<i>Sep</i>	<i>Okt</i>	<i>Summe</i>
1997								
<i>P</i>	37	53	86	161	28	26	32	423
<i>Q_{zuo}</i>	98	154	264	127	278	169	186	1.276
<i>Q_{abu}¹</i>	67	110	145	153	135	121	83	814
<i>Q_{abo}</i>	0	0	0	57	0	0	0	57
ΔS	12	15	82	-27	-9	-73	37	37
<i>ET</i>²	56	82	123	105	180	147	98	791
<i>ETP</i>³	79	102	114	109	111	71	40	626
1998								
<i>P</i>	27	33	47	63	96	38	62	366
<i>Q_{zuo}</i>	170	188	255	336	340	366	203	1.858
<i>Q_{abu}¹</i>	87	39	102	157	177	203	196	961
<i>Q_{abo}</i>	0	0	0	1	52	101	37	191
ΔS	27	12	17	59	46	-46	25	140
<i>ET</i>²	83	170	183	182	161	146	7	932
<i>ETP</i>³	65	105	101	101	84	53	35	543

¹Berechnet nach Gl. (4) für Tageswerte der Wasserstands Differenz.

²Berechnet nach Gl. (2).

³Gras-Referenzverdunstung, berechnet aus den Meßwerten der meteorologischen Station (Wendling, 1995).

das die Zuflussstenerung (Sollwert des Wasserstandes im Überstauteil: 13,70 m HN) und die Regulierung der Grabenwasserstände umfasst.

Bemerkenswert ist der beträchtliche unterirdische Abfluss Q_{abu} von der bewässerten Fläche zu den umgebenden Gräben, der sich bereits in der Regressionsbeziehung (Abb. 3 bzw. Gl. (3)) abzeichnet. Er liegt in beiden Jahren knapp über dem Wasserverbrauch durch Evapotranspiration. Im Mittel beider Bewässerungsperioden strömten von den täglich geförderten 586 m³ Zusatzwasser 332 m³ (4,2 mm/d) Wasser unproduktiv dem Grabensystem zu; die mittlere Evapotranspiration der Pilotanlage betrug 4,0 mm/d (s.u.). In den ausgewerteten Zeiträumen sind rund 142.000 m³, das entspricht 57% des auf die Fläche gepumpten Bewässerungswassers, versickert. Damit verbunden waren erhebliche, in die Vorflut ausgewaschene Stofffrachten (Gensior und Zeitz, 1999). Zu erklären ist diese Tatsache aus dem Vorhandensein des noch funktionstüchtigen Dränsystems unter der Fläche, das ursprünglich der wechselseitigen Be- und Entwässerung des Standortes diene.

In Erkenntnis dieser Problematik wurden 1998 die Grabenwasserstände an der Fläche zunächst zeitweise recht hoch gehalten (Abb. 4), um den unterirdischen Abfluss zu vermindern. Gleichzeitig

war das Zusatzwasserdargebot auf Grund zu behebender Mängel am Speicherbecken begrenzt. Die hohen Grabenwasserstände zeigten jedoch Auswirkungen auf die Grundwasserstände der genutzten Nachbarflächen (Dietrich *et al.*, 1999), so dass ab Juli wieder tiefere Wasserstände im Graben eingestellt werden mussten. Zum selben Zeitpunkt konnte die Zusatzbewässerung maximiert werden (Abb. 5). Dadurch wurde die Differenz zwischen den Wasserständen auf der Fläche und im Graben deutlich größer als 1997. Das sicherte zwar insgesamt eine komfortable Wasserversorgung der Pflanzenbestände, führte aber ab Juli 1998 zu drastisch erhöhten unterirdischen Abflüssen. Im September und Oktober 1998 wurden Monatssummen von Q_{abu} um 200 mm erreicht. Die Maximalwerte des Tagesmittels lagen im September bei 6,8 mm/d bzw. 541 m³/d. Darüber hinaus kam es ab August 1998 zu erheblichen oberirdischen Abflüssen Q_{abo} (Tabelle), die, durch kräftige Niederschläge verursacht, steuerungstechnisch vermeidbar gewesen wären.

Die Werte des Wasserverbrauchs (reale Evapotranspiration, ET) sind in der Tabelle den nach Wendling (1995) für den Standort Biesenbrow als Gras-Referenzverdunstung errechneten Werten der potentiellen Evapotranspiration ETP gegenübergestellt. Letztere liegen auch den in Abb. 5 dargestellten Tageswerten der Klimatischen Wasserbilanz ($KWB = P - ETP$) zugrunde.

Im Mittel der 14 ausgewerteten Monate betrug der Wasserverbrauch der Röhrichtbestände der Pilotanlage rund 4 mm/d. Maxima der Monatssummen um 180 mm wurden im August 1997 sowie im Juni (6,1 mm/d) und Juli 1998 erreicht. Deutlich wird – mit Ausnahme der Pflanz- und Etablierungsphase April bis Juli 1997 und der noch andauernden Vegetationsruhe im April 1998 – eine permanente, oft mehr als das Doppelte erreichende Überschreitung der errechneten Gras-Referenzverdunstung. In den auswertbaren neun Monaten mit voller Vegetation 1997/98 verdunstete die Fläche der Pilotanlage im Tagesdurchschnitt 4,6 mm Wasser, das sind rund 180% zur mittleren Gras-Referenzverdunstung von 2,5 mm/d. Besonders große Überschreitungen traten im Zeitraum August bis Oktober 1997 sowie im August und im September (2,76:1) 1998 auf.

Unklar sind vorläufig die Ursachen für den ermittelten geringen Wasserverbrauch im Oktober 1998. Möglicherweise überlagern sich hier Fehler der einzelnen Bilanzglieder, zumal das hydrologische

Regime der Fläche in diesem Monat von relativ starken Schwankungen gekennzeichnet war.

4. FAZIT

Die dargestellten Untersuchungen zweier Bewässerungsperioden und die daraus gewonnenen Ergebnisse der Pilotanlage Biesenbrow bestätigen die Eignung der gewählten Untersuchungsmethodik und des installierten Messnetzes zur Quantifizierung des Wasserverbrauchs/-bedarfs auf einer wiedervernässten, mit Röhrichtpflanzen bestandenen Niedermoorfläche im Feldmaßstab. Die dargelegte Bilanzmethode mit Separation von realer Evapotranspiration und unterirdischem Abfluss ist aber auf Grund der Herleitungsbedingungen gewissen Einschränkungen unterworfen:

- Bei vorgenommenen oder zu vermutenden Änderungen des geohydrologischen Zustandes der bewässerten Fläche ist eine erneute experimentelle Bestimmung der Regressionsbeziehung Gl. (3) erforderlich.
- Die erreichbare zeitliche Auflösung beträgt $\Delta t > 10$ Tage; kürzerfristigen Schwankungen des hydrologischen Regimes sollte durch geeignete Maßnahmen gegengesteuert werden, um Fehler der Wasserbilanzkomponenten gering zu halten.
- Eine Auflösung kleinflächig wechselnder Vegetationstypen ist nicht möglich.

Als verbleibendes methodisches Problem ist die verlässliche Quantifizierung des Flächenspeichers der Pilotanlage zu nennen. Zur Vermeidung systematischer Fehler durch die Volumenzunahme der unterirdischen Pflanzenteile ist eine gelegentliche Aktualisierung der Speicherkennlinie (Aufnahme des Reliefs und der aktuellen Ausdehnung des jeweils überstauten Flächenteils) erforderlich. Auch das Wachstum der oberirdischen Biomasse kann mittelfristige Auswirkungen auf den Flächenspeicher haben. Durch Auswertung von Phasen mit gleichem Anfangs- und Endwasserstand lassen sich die Probleme der Speicherquantifizierung umgehen. Für die Auswertung beliebiger Zeitreihen mit unterschiedlichem Anfangs- und Endwasserstand sind aber die beschriebenen Vereinfachungen nicht zu vermeiden. Die

resultierenden Fehler dürften allerdings innerhalb des bei Bilanzrechnungen ohnehin kaum zu unterbietenden Bereiches von $\pm 10 \dots 20 \text{ mm} / \Delta t$ ($\Delta t > 10 \text{ d}$) liegen.

Der Zusatzwasserbedarf für den Schilfanbau – als entscheidende Bemessungsgröße für die Planung vergleichbarer Anlagen – liegt mit 6 bzw. 9 mm/d im Durchschnitt der untersuchten Vegetationsperioden deutlich über dem erwarteten Wert. Ein Zusatzwasserbedarf dieser Größenordnung würde die großflächige Umsetzung des Schilfanbaus auf Niedermoor unter den gebietshydrologischen Bedingungen Nordostdeutschlands kaum zulassen. Insbesondere erreicht der unterirdische Abfluss in der Pilotanlage mit etwa 4 mm/d dieselbe Größenordnung wie die mittlere reale Evapotranspiration des Röhrichtbestandes auf der Fläche. Derart hohe Sickerverluste, die auf das noch funktionstüchtige Dränsystem zurückzuführen waren, haben in der Umstellungsphase des bodenhydrologisch-hydrochemischen Prozessgefüges unnötig hohe Stoffausträge in die Vorflut zur Folge. Zur Weiterführung der Pilotanlage sind deshalb Vorbereitungen getroffen worden, das Dränsystem unwirksam zu machen. In der Folge ist das Stauexperiment zur Quantifizierung des unterirdischen Abflusses zu wiederholen.

Als Bemessungsgrundlage für neue Anlagen müssen die ermittelten Zahlen für Wasserbedarf und unterirdischen Abfluss in weiteren Untersuchungen relativiert werden, da sie stark von den konkreten Standortverhältnissen abhängen, wie z. B. Größe und Form der Bewässerungsfläche, Nachbarschaft zu genutzten Flächen, Bodenaufbau, Wirksamkeit eventuell vorhandener Dränung oder Verfahren und Betriebsweise der Zusatzwasseraufbringung. Dazu können auch geohydraulische Modellrechnungen beitragen. In Fortsetzung der Feldexperimente ist zu untersuchen, inwieweit Schilf- oder Seggenpflanzen nach ihrer Etablierung zur Reduzierung des Wasserbedarfs auch Phasen mit abgesenktem Grundwasserstand unbeschadet überdauern können.

Am Wasserverbrauch der ersten vollständig mit entwickelten Beständen erfassten Vegetationsperiode 1998 zeichnet sich ab, dass die aus der Literatur bekannten, in Lysimetern oder an Einzelpflanzen für vergleichbare Vegetations- und Standortverhältnisse ermittelten Verdunstungssummen von $> 1.000 \text{ mm}$ je Vegetationsperiode in der Pilotanlage Biesenbrow kaum erreicht werden. Das liegt zum einen

daran, dass die Ergebnisse der Felduntersuchungen einen Mischwert für die 8 ha große Pilotanlage mit Schilf, Seggen, Rohrglanzgras und anderen Pflanzenarten differierender Entwicklungsstadien sowie unterschiedlichem, nicht immer optimalem Wasserversorgungszustand darstellen. Andererseits kommt darin aber auch die maßstabsabhängige Wirkung des Oaseneffektes zum Ausdruck. Begonnene vergleichende Untersuchungen an Grundwasserlysimetern mit Schilf werden zu mehr Sicherheit bei der Bewertung der bestehenden Unterschiede beitragen. Als bereits gesichert kann gelten, dass die Gras-Referenzverdunstung den tatsächlichen Wasserverbrauch wiedervernässter Niedermoore bei weitem unterschätzt.

Literatur

- Behrendt, A., Schalitz, G. und Hölzel, D. (1997) Nährstoff- und Wasserbilanzen von Niedermoorgrasland in Abhängigkeit vom Grundwasserstand. *Arch. Acker- Pfl. Boden.*, 42: 479–485.
- Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Piorr, H.-P. und Wenkel, K.-O. (1995) Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. XIII + 418 S., Berlin: Ernst & Sohn.
- Dietrich, O., Dannowski, R., Tauschke, R., Stornowski, K. und Leschke, V. (1999) Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- ICID: Design practices for covered drains in an agricultural drainage system - a worldwide survey. Framji, K., Garg, B. C. und Kaushish S. P. (Eds.). New Delhi, 1987.
- Koppitz, H., Kühl, H., Geißler, K. und Kohl, J.-G. (1999) Vergleich der Entwicklung verschiedener auf einem wiedervernässten Niedermoor etablierter Schilfklone (*Phragmites australis*). II. C/N-Haushalt und Druckventilation der Rhizome. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Peverly, J. H., Surface, J. M. and Wang, T. (1995) Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecol. Enging.*, 5, 21–35.
- Quast, J. und Böhm, G. (1998) Die Ermittlung der realen Evapotranspiration von Niedermoorgebieten unter den hydroklimatischen Bedingungen Nordostdeutschlands am Beispiel des Rhinluchs. Klimaforschungsprogramm des BMBF 1994/97. Abschlussveranstaltung am 09./10.06.1998 in Mainz. Ergänzungsband. Geesthacht: GKSS.
- Quast, J., Dannowski, R. and Balla, D. (1993) Improved calculation methods and new technical solutions for subsurface controlled drainage systems. ICID, Fifteenth Congress, The Hague, Q. 44–R. 90.
- Schindler, U. und Dietrich, O. (1998) Quantifizierung des Wasserspeichers einer wiedervernässten Niedermoorfläche. *Arch. Acker- Pfl. Boden*, 43, 1–16.
- Šmíd, P. (1975) Evaporation from a reedswamp. *J. Ecol.*, pp. 299–309.

- TGL 42812/01 bis /10: Meliorationen; Bodenwasserregulierung (BWR). DDR-Fachbereichsstandard, 1985.
- Timmermann, T. (1999) Anbau von Schilf (*Phragmites australis*) als ein Weg zur Renaturierung von Niedermooren – eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsentwicklung und Konsequenzen für die Praxis. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).
- Tuschl, P. (1970) Die Transpiration von *Phragmites communis* Trin. im geschlossenen Bestand des Neusiedler Sees. *Wiss. Arb. Burgenld.*, **44**, 126–186.
- Wendling, U. (1995) Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. *Wasserwirtschaft*, **85**, 602–604.
- Wichtmann, W. (1999) Schilfanbau als Alternative zur Nutzungsauffassung von Niedermooren. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (diese Ausgabe).

EINFLUSS EINER WIEDERVERNÄSSUNGSMASSNAHME AUF DIE DYNAMIK CHEMISCHER UND PHYSIKALISCHER BODENEIGENSCHAFTEN EINES DEGRADIERTEN NIEDERMOORES

ANDREAS GENSIOR und JUTTA ZEITZ*

*Humboldt Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich Gärtnerische Fakultät,
FG Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstr. 42, D-10115 Berlin*

(Eingegangen 5. März 1999; Angenommen 12. März 1999)

Die beispielhafte Sanierung eines infolge von Entwässerung und landwirtschaftlicher Nutzung stark degradierten Niedermoores in Nordostdeutschland mittels Schilfanbau und Wiedervernässung war Ziel eines interdisziplinären Forschungsprojekts. Vom bodenkundlichen Teilprojekt wurde die Nährstoff- und Schadstoffdynamik sowie die genetischen Veränderungen des degradierten Niedermoorkörpers unter dem Einfluß der Sanierungsmaßnahme vergleichend untersucht, um möglichst umfassende Erkenntnisse über Struktur und interne Prozesse dieses Ökosystems sowie die Auswirkungen der Sanierungsmaßnahme auf dessen Entwicklung und die Umwelt zu erarbeiten. Durch die Wiedervernässung kam es zu starken Veränderungen im Stoffhaushalt des Niedermoorbodens infolge der dramatischen Senkung des Redoxpotentials, wogegen signifikante Veränderungen physikalischer Bodenkennwerte während des Untersuchungszeitraums nicht nachgewiesen werden konnten. Durch die Sanierungsmaßnahmen konnten grundsätzlich die Rahmenbedingungen für erneute Torfbildung geschaffen werden, somit die Voraussetzungen für die Reaktivierung der ursprünglichen Funktionen des Niedermoores im Landschaftshaushalt. Negative Auswirkungen auf die Ziele des Projekts zeigten die degradierungsbedingten Veränderungen im Nähr- und Schadstoffhaushalt des Niedermoorbodens und das vollwirksame Dränsystem.

Schlüsselwörter: degradiertes Niedermoor; Wiedervernässung; Redoxpotential; Elementflüsse; Elementbilanzen; Bodenlösung; bodenchemische Prozesse

*Corresponding author. e-mail: jutta.zeitz@rz.hu-berlin.de

Influence of a Reflooding Measure on the Dynamics of Chemical and Physical Soil Properties of a Degraded Fen

The aim of a interdisciplinary research project in the NE of Germany has been the exemplary restoration of a degraded fen by reed planting and reflooding. The soil science section of this project investigated the changes of chemical and physical soil properties and the element fluxes in the fen before and during the restoration, for to get knowledge about the structure and internal processes of this ecosystem just as about the effects of the restoration measures on the development of the fen – ecosystem and the environment. The reflooding measure led to changes in the element household of the degraded fen soil, due to the dramatically decrease of the redox potential. Changes of physical soil properties were not significant. By the restoration measures the conditions for new peat growth were managed and therefore the requirements for the reactivation of the natural functions of the fen in the landscape household. Strong negative effects on the aims of the research project have had the chemical and physical state of the degraded fen soil and the effective drainage system.

Keywords: Degraded fen; reflooding; redox potential; element fluxes; balance sheet; soil solution; soil chemical processes

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Die Entwässerung und agrarische Nutzung der Niedermoore Nordostdeutschlands führte, verstärkt durch das hier herrschende trockene Klima, zur Veränderung der Bodeneigenschaften in unterschiedlichem Ausmaß. Ein großer Teil vor allem der flachgründigeren Niedermoore ist als degradiert einzustufen, wobei nach Schmidt *et al.* (1981) unter Bodendegradierung auf Niedermooren die Verschlechterung des Gebrauchswertes für die Eignung als Pflanzenstandort zu verstehen ist. Im Sinne des neuen Bundesbodenschutzgesetzes sind auf degradierten Niedermooren nicht nur die Produktionsfunktion, sondern auch die Speicher- und Lebensraumfunktion nachhaltig geschädigt.

Die Veränderung der physikalischen und hydrologischen Eigenschaften wurden aufgrund der sehr deutlichen Auswirkungen für die Moornutzer sehr gut (bereits in historischer Zeit z.B. durch das Setzen von sogenannten Sackungspfählen) untersucht und dokumentiert (u.a. Eggelsmann, 1990; Schmidt, *et al.*, 1981; Sauerbrey, 1981; Zeitz, 1991; Zeitz, 1996; Hennings, 1996). Die infolge der Entwässerung senkungsbedingte Verdichtung (zusätzlich Befahrung mit Landmaschinen), das Schrumpfen und Quellen des Moorbodens, die aerobe Humifizierung und der oxidative Torfverzehr führen in Niedermoorböden zu einer

Zunahme der Lagerungsdichte, der Reindichte, zu starker Veränderung des Gefüges (Abnahme von Mittelporen, Bildung von Einzelkorngefüge im vermulmten Oberboden) infolge davon zu einer Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit, der kapillaren Wassernachlieferung, der nutzbaren Feld- und der gesamten Wasserspeicherkapazität, zu einer Zunahme der Gefährdung für Winderosion und einem Anstieg der Bodentemperatur insbesondere in vegetationslosen Oberböden auf $> 40^{\circ}\text{C}$, mit Tagesschwankungen von 50–60 Grad (Titze, 1992; Luthardt, 1987). Unter den gegebenen Klimaverhältnissen führen diese Prozesse zu Moorverlusten und zur Ausbildung einer ausgeprägten Mikrorelieferung insbesondere auf flachgründigen Versumpfungsmooren (Zeit, 1993). Für eine ca. 80 ha große Untersuchungsfläche im Randow–Welse–Bruch konnten Lehrkamp (1987) und Sauerbrey und Lehrkamp (1994) die Landnutzungsgeschichte seit 1720 verfolgen und mit Hilfe von Höhenkarten aus dem Jahre 1913 einen jährlichen Moorverlust von ca. 1 cm ermitteln.

Im Gegensatz zu diesen Prozessen sind Kenntnisse über die Veränderung der bodenchemischen Eigenschaften erst jüngerer Datums, häufig widersprüchlich und beschränken sich, abgesehen von konstatierenden Bodeninventuren der Bodendauerbeobachtung (Landesumweltamt, 1996), auf einige wenige insbesondere die Landwirte interessierende Elemente, wie *N*, *P* und *K* (z.B. Kuntze, 1988; Mundel, 1990).

Alternative Landnutzungsmöglichkeiten für diese degradierten Niedermoorstandorte werden verstärkt diskutiert, seitdem neben den Verschlechterungen der Bodenfunktionen auch die ökonomischen Rahmenbedingungen ein Überdenken künftiger Nutzungen erfordern (Wichtmann, 1999). Im vorliegenden Forschungsprojekt sollte ein degradiertes Niedermoor mittels eines solchen standort- und umweltgerechten Nutzungskonzeptes saniert werden. Zu diesem Zwecke wurde ein degradiertes Niedermoor mit Schilf als nachwachsendem Rohstoff bepflanzt und wiedervernässt. Die Wiedervernässung sollte mit Wasser der Vorflut sowie vorgereinigten kommunalen Abwässern erfolgen (Wichtmann, 1999).

Auswirkungen verschiedener Wiedervernässungsmaßnahmen auf Bodeneigenschaften sind insbesondere von Schmidt (1995), Hennings (1996) und Harter (1999) veröffentlicht worden. Bei diesen Untersuchungen konnte eine Rückquellung in einem tiefgründigen Durchströmungsmoor von 20 cm nach 20 Monaten festgestellt

werden, dabei verminderte sich die Lagerungsdichte im Oberboden, der Anteil der Grobporen erhöhte sich um 2% und die gesättigte Wasserleitfähigkeit stieg leicht von 0,23 auf 0,30 m/d (Schmidt, 1995). Des weiteren wurden aerobe Stoffabbauprozesse gebremst, die Mineralisierungsraten der organischen Substanzen verringert (Harter, 1999) und Veränderungen im Besatz und Aktivität der Bodenfauna festgestellt, die langfristig einen geringen Torfabbau erwarten lassen (Kämmerer, 1996 zitiert in Harter, 1999). Infolge des verminderten oxidativen Torfverzehr nahm auch die CO_2 -Freisetzung ab (Behrendt *et al.*, 1994), wogegen die Methanproduktion zunahm (Augustin, 1996). Untersuchungen zur Aushagerung zeigten, daß eine K-Aushagerung binnen 2–4 Jahren möglich war (Eschner und Liste, 1995), eine P-Aushagerung aber länger dauert (Käding, 1994). Auch unter dem Aspekt der Wiedervernässung ist festzustellen, daß die bodenchemischen Veränderungen bisher nur über die Hauptelemente N, C und einschränkend K und P beobachtet wurden. Umfassende Untersuchungen zu den Stoffflüssen im Niedermoorökosystem, zur Dynamik des Nähr- und Schadstoffhaushaltes von degradierten Niedermoorböden, den degradierungs- und sanierungsbedingten Veränderungen sowie deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Landschaftshaushalt fehlen.

Die bodenkundlichen Zielstellungen im vorliegenden Forschungsprojekt (zur Beschreibung des Gesamtprojektes s. Wichtmann, 1999) resultieren einerseits aus diesem Defizit an Wissen über die bodenchemischen Prozesse während unterschiedlicher Landnutzungsarten und deren Auswirkungen auf die Umwelt, andererseits in dem Neuheitsgrad beim Einsatz von geklärtem kommunalem Abwasser als Vernässungsmedium. Folgende Aufgaben und Ziele umreißen den Gegenstand der umfangreichen kontinuierlichen und diskontinuierlichen boden- bzw. standortkundlichen Untersuchungen im Rahmen des Forschungsvorhabens:

1. Charakterisierung der chemischen und physikalischen Eigenschaften des Niedermoorbodens zur ökologischen und genetischen Kennzeichnung des Standortes vor und während der Sanierung.
2. Identifizierung und Quantifizierung ökosystemrelevanter Prozesse und Stoffumsätze im Niedermoor und Herausarbeiten relevanter Einflußgrößen vor und während der Sanierung.

3. Erstellung von Bilanzen für ausgewählte Elemente zur Kennzeichnung von Quellen- und Senkenfunktionen.
4. Beurteilung der Sanierungsmaßnahme aus boden- und standortkundlicher Sicht sowohl hinsichtlich des ökologischen Risikopotentials als auch der Verbesserung der Standorteigenschaften.
5. Bewertung der Sanierungsmaßnahme bezüglich eines erneuten Torfwachstums und der Reaktivierung der ursprünglichen Funktionen des Niedermoores im Landschaftshaushalt.

2. VERSUCHSEINRICHTUNGEN, MATERIAL UND METHODEN

2.1. Standortcharakterisierung

Zum Zwecke der beispielhaften Sanierung wurde in der Sernitz-Welse-Niederung, beim Ort Biesenbrow (Nordbrandenburg, Landkreis Uckermark, ca. 100 km NNO von Berlin), auf einem intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoorstandort eine Großversuchsfläche (10 ha) eingerichtet. Die Versuchsfläche liegt in der geomorphologisch von der Eiszeit geprägten Uckermark, in einem Teilkomplex des Randow-Welse-Bruches (ca. 2800 ha), der eine Fläche von 952 ha einnimmt und von welligen Grundmoränen bzw. den Endmoränen der Zichow-Golmer Staffel begrenzt wird. Gebietsvorfluter ist die Welse. Die Versuchsfläche ist nahezu eben und liegt im Mittel ca. 13,8 m ü. NN, während die umgebenden Moränen Höhen bis 58 m erreichen. Das Randow-Welse-Bruch wird nachweislich seit 1720 durch kulturtechnische Maßnahmen entwässert (Lehrkamp, 1987). Zwischen 1971 und 1976 erfolgte die letzte und sehr umfassende Melioration, durch die die Vorflutverhältnisse geändert wurden. Die Grundwasserflurabstände waren durch Anstau regulierbar. Der durchschnittliche Grundwasserflurabstand lag in der Vegetationsperiode bei 7 dm. Die Versuchsfläche Biesenbrow wurde bis 1977 als Maisacker, seit 1978 als Saatgrasland (zwei Schnitte) genutzt. Zu Versuchsbeginn wurde sie mit zwei Klärteichen versehen, mechanisch umgebrochen und nach der Bepflanzung mit Schilf im Berieselungs-, und Ein- bzw. Überstauverfahren mit Wasser aus der Vorflut wiedervernäßt.

Der Standort wird durch kontinentales Klima geprägt, mit geringen Niederschlägen (langjähriges Mittel 547 mm, Wetterstation Angermünde, 12 km südlich von Biesenbrow), die ein leichtes Maximum in den Sommermonaten aufweisen. Die klimatische Wasserbilanz weist ein Defizit von ca. 215 mm in der Vegetationsperiode auf (Dannowski *et al.*, 1999). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt in Angermünde 8,2°C.

Das Niedermoor in diesem Komplex ist bezüglich der hydrologisch – genetischen Kennzeichnung vorwiegend als Durchströmungsmoor mit Anteilen von Versumpfungsmoor einzustufen (Succow, 1988). Seine Ausformung erhielt das Tal der mittleren Weise in der Hauptphase des Pommerschen Stadiums der Weichseleiszeit. Es bildete sich in einer subglazialen Rinne, die zunächst unter dem Einschluß von Toteisblöcken mit Talsanden und periglazial mit Solifluktionsmaterial aufgefüllt wurde (Gellert, 1965). Die Moorbildung begann im Holozän, als das Tal im Bereich hoher Grundwasserstände lag, wobei der Grad der Vernässung in den verschiedenen Klimaperioden schwankte und von den Ostseetrans- und -regressionen beeinflusst wurde. Im Laufe der Moorbildung füllten sich zuerst die kesselartigen Vertiefungen im Talboden mit Muddeablagerungen, auf denen dann Schilf- und folgend Seggentorfe (überwiegend mittlerer Zersetzungsgrade) aufwuchsen. Der Beginn der Moorbildung kann auf 8000 v.u. Zeit datiert werden (Woldstedt, 1950; Gellert, 1965). Die Mudden (überwiegend Organo- und Mineralmudden, Kalkmudden nur in den kesselartigen Vertiefungen des Talbodens) sind meist von geringer Mächtigkeit und nicht durchgängig zu finden. Der mineralische Untergrund besteht überwiegend aus Fein- und Mittelsanden, die im oberen Bereich häufig schluffig – tonige Beimengungen und Pflanzenreste enthalten.

Abbildung 1 verdeutlicht, daß der Niedermoorboden auf der Versuchsfläche Biesenbrow im wesentlichen diese Merkmale aufweist und mit dieser Profilausprägung und seiner überwiegend “mittleren Mächtigkeit” (AG Boden 1994) einen charakteristischen Ausschnitt des gesamten Teilkomplexes darstellt. Er ist als Mursch – (Norm-) Niedermoor bzw. Mursch – Kalkniedermoor anzusprechen (AG Boden 1994). Die Horizontabfolge der Leitprofile auf der Versuchsfläche variieren. Übergangsformen unterschiedlicher Ausprägung zwischen diesen beiden Bodentypen sind vorherrschend. Es handelt sich genetisch dennoch um einen relativ homogenen Standort, der durchgehend ein weit fortgeschrittenes Degradationsstadium repräsentiert.

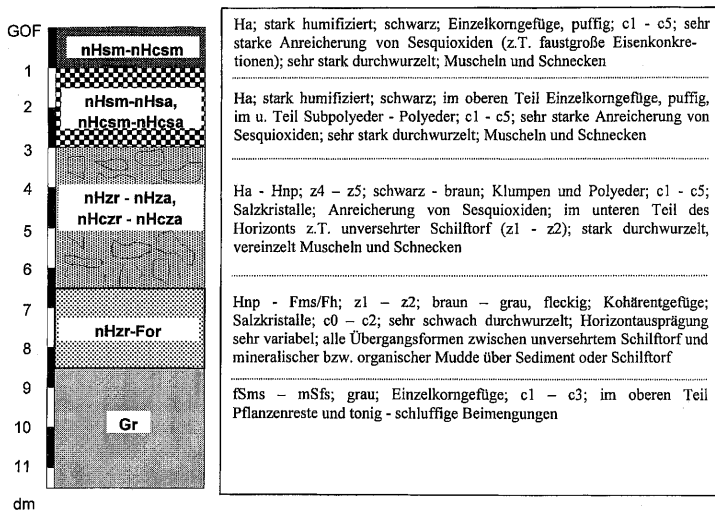


ABBILDUNG 1 Der Niedermoorboden auf der Versuchsfläche Biesenbrow.

FIGURE 1 The fen soil of the investigation site Biesenbrow.

Letzteres unterstreichen auch die in Tabelle I dargestellten physikalischen und chemischen Bodenkennwerte. Infolge der entwässerungsbedingten Torfmineralisation, der Schrumpfung und Sackung sowie der Befahrung mit Landmaschinen haben die Glührückstände und Lagerungsdichten im Torfkörper deutlich zu-, in Abhängigkeit davon das Porenvolumen und die Wasserspeicherkapazität abgenommen. Auch die mit der Tiefe im Torfkörper zunehmenden Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte geben deutlichen Hinweis auf den oxidativen Torfverzehr und die Humifizierung. Das Verteilungsmuster des Schwefels ist ebenfalls degradationsbedingt. Durch den verstärkten Umsatz der organischen Substanz wurde der darin festgelegte Schwefel freigesetzt, oxidiert und mit dem Sickerwasser als Sulphat in den Unterboden transportiert. Je nach Sickerwassermenge und Redoxmilieu wurde er dort, wenn nicht ausgewaschen, zusätzlich zu dem mit dem Grundwasser eingetragenen Schwefel in sulfidischer Form oder als Gips ausgefällt und angereichert und führte zu den extrem hohen Schwefelgehalten in 65–100 cm Tiefe (Tab. I). Die in ca. 40–80 cm Tiefe zahlreich vorhandenen Salzkristalle (Abb. 1) konnten mittels Röntgendiffractometer eindeutig als Gips identifiziert werden. Die pH - Werte bewegen sich im Torfkörper im neutralen Bereich (Carbonatpufferbe-

TABELLE I Ausgewählte physikalische und chemische Kennwerte des Niedermoorbodens der Versuchsfläche Biesenbrow (Mittelwert, *Median*, (Standardabweichung), [Spannweite]). Es bedeuten: GR = Glührückstand; LD = Lagerungsdichte; KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität
 TABLE I Selected physical and chemical parameters of the fen soil of the investigation site Biesenbrow (mean, *median*, (standard deviation), [range]).
 GR = glowing residue; LD = bulk density; KAK_{eff} = cation exchange capacity

Tiefe cm	GR %	LD g/cm ³	pH CaCl ₂	CaCO ₃ %	C _{org.} %	N _{org.} %	S _t %	P _t g/kg	Fe _t g/kg	Fe _o g/kg	As _t mg/kg	Hg _t mg/kg	KAK _{eff.} mmol _c /kg
0-10	51,4 (4,2)	0,48 (0,04)	7,2 [1,8]	0,9 [30,6]	18,2 (4,0)	1,3 (0,4)	0,33 (0,11)	2,39 (0,43)	95,2 (26,8)	69,4 (20,5)	30,7 (15,3)	0,37 (0,19)	790 (68)
10-30	41,6 (12,6)	0,42 (0,08)	7,0 [1,1]	0,7 [30,6]	21,3 (6,9)	1,5 (0,4)	0,43 (0,17)	2,02 (0,28)	101,5 (34,5)	66,7 (21,8)	24,2 (5,8)	0,37 (0,15)	865 (87)
30-65	40,0 (19,4)	0,30 (0,14)	4,6 [3,9]	2,1 [29,1]	30,7 (11,3)	1,7 (0,7)	1,09 (0,78)	0,94 (0,46)	76,1 (31,1)	57,5 (30,0)	29,6 (20,9)	0,24 (0,14)	1106 (415)
65-85	67,1 (19,6)	0,46 (0,20)	3,1 [2,4]	0,2 [0,5]	21,6 (13,6)	1,2 (0,6)	2,81 (1,04)	0,47 (0,29)	42,7 (11,6)	19,4 (4,2)	102,6 (46,4)	0,20 (0,08)	967 (425)
85-100	93,8 (4,7)	1,14 (0,28)	5,8 [3,5]	1,4 [2,5]	5,8 (3,1)	0,3 (0,2)	1,16 (0,39)	0,37 (0,05)	29,5 (9,5)	5,7 (1,6)	22,5 (7,0)	0,18 (0,08)	323 (34)

reich), während im Muddehorizont eine starke Versauerung zu verzeichnen ist. Analog zu den pH – Werten verhalten sich die Carbonatgehalte, die im Oberboden durch sekundäre Anreicherung z.T. > 30 Gew.-% sind. Dadurch ist die Pufferkapazität des Bodens sehr hoch. Der Nährstoffhaushalt ist mit sehr gut zu beurteilen, da neben großen Vorräten die Nährstoffverfügbarkeit sehr gut ist (sehr hohe KAK_{eff} und Basensättigung > 90%). Auffallend sind entwässerungs- bzw. bewirtschaftungsbedingte Anreicherungen einzelner Elemente. So sind die Eisengehalte im Oberboden extrem hoch. Ein Großteil des Eisens liegt in amorphen bzw. mehr oder weniger kristallinen Oxiden bzw. Hydroxiden vor. Äußerst bedenklich sind die infolge von Pestizideinsatz (auch Ausbringung von Aschen) extrem hohen Arsengehalte, die die Eingreif-, Risiko- und Grenzwerte der einschlägigen Verordnungen z.T. um das 2–5-fache übertreffen (Entwurf Brandenburgische Liste, 1990; Trinkwasserverordnung, 1990; Klärschlammverordnung, 1992; Berliner Liste, 1996). Aufgrund von Saatgutbeizen sind auch die Quecksilbergehalte erhöht (Tab. I).

2.2. Material und Methoden

2.2.1. Feldmethoden

Die dieser Arbeit zugrunde liegenden Felduntersuchungen sowie die Beschaffung des Probenmaterials erfolgten auf der Versuchsfläche Biesenbrow vor und nach der Wiedervernässung. Die Entnahme gestörter Bodenproben erfolgte in Schürfgruben und mittels Klappsonde bis 120 cm Tiefe, die von ungestörten Bodenproben mittels Stechzylindern (100 cm³ Volumen). Die Böden wurden nach KA 4 angesprochen (AG Boden 1994).

2.2.2. Das standortkundliche Intensivmeßfeld

Auf der Pilotfläche Biesenbrow wurde, zur kontinuierlichen Erfassung des Nährstoff- und Schadstoffhaushaltes bzw. der Elementflüsse im Niedermoorökosystem, ein bodenkundliches Intensivmeßfeld eingerichtet (Abb. 2). In Anlehnung an den Kompartimentmodellansatz, der für Waldökosysteme entwickelt wurde (Mayer, 1971; Ulrich *et al.*, 1979; Matzner und Ulrich, 1981), sollte der Systeminput und -output sowie die Stoffflüsse und andere wichtige Parameter im Niedermoorboden erfasst werden. In diesem erfolgten alle Messungen in 20 cm, 45 cm,

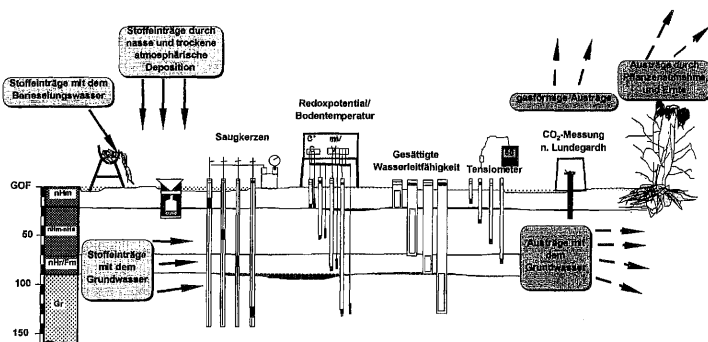


ABBILDUNG 2 Schematischer Schnitt durch das standortkundliche Intensivmeßfeld Biesenbrow.

FIGURE 2 Cross section of the investigation site of the soil science section.

75 cm und 125 cm mittlerer Tiefe. Außerdem wurde das die Fläche umgebende Grabensystem beprobt.

Die Niederschläge wurden in unmittelbar über dem Boden (inmitten der Pflanzenbestände) angebrachten Depositionssammlern aus PE aufgefangen und in Sammelgefäße überführt, die in wasserdichten PVC-Rohren in den Boden eingelassen waren. Die Grabenwasserproben sowie das Berieselungswasser wurden direkt den Flutern entnommen.

Die CO_2 -Messung wurde auf der Pilotfläche Biesenbrow über einen Zeitraum von 151 Tagen in drei Varianten (entwässert, berieselt, überflutet) nach Lundegardh (1924, 1927, modifiziert nach Edwards 1982) durchgeführt.

Die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgte, an drei Stationen der Versuchsfläche in jeweils 0–30 cm, 30–70 cm, 70–90 cm und 90–130 cm Tiefe, leicht modifiziert (feste Installation von Meßrohren) nach der Bohrlochmethode (TGL 31222/06 (1980) bzw. DIN 19682 (1972).

Die Redoxpotentiale wurden mittels in Acrylglasstäbe eingelassenen, stationär eingebauten Redoxelektroden der Firma Ingold–Mettler–Toledo (Platin–Einstabmeßkette Pt4805-DPA-SC-S8/120) erfaßt; die Bodentemperatur in direkter Nachbarschaft, mit ebenfalls fest installierten Temperaturfühlern (30 k Ω Halbleiterelemente der Firma WTW). Die Messungen wurden manuell, in der Regel täglich durchgeführt.

Die Beprobung der Bodenlösung erfolgte monatlich mit speziell konstruierten Saugkerzen (Saugkörper aus Edelstahl) an 15 Stationen

auf der Intensivmeßfläche. Die Saugkerzen wurden durch Anlegen eines Überdrucks entleert. Dieser Überdruck wurde mittels Argongas erstellt, um Oxidationsprozessen bei der Probennahme vorzubeugen. Die Saugkerzen verblieben bis zur nächsten Probennahme im Argonmilieu.

2.2.3. Labor- und Analysenmethoden

In den kontinuierlich auf der Dauerversuchsanlage gewonnenen Bodenlösungen, Niederschlags-, Berieselungs- und Grabenwässern wurden unmittelbar nach der Probennahme das pH, die elektrische Leitfähigkeit und die Probenmenge gemessen. Anschließend wurden die Proben geteilt. Ein Teil wurde zur Bestimmung der Schwermetalle (vor allem Eisen) angesäuert. Nach der Überführung in das Labor wurden die wässrigen Proben in Polycarbonat – Filtrationsgefäßen der Firma Sartorius mittels Cellulose – Acetat – Filtern der Porengröße 0,45 µm filtriert. In diesen Filtraten erfolgten die Analysen.

Die Bodenproben der Inventuren wurden im Labor bei 40°C getrocknet und mittels Mörser bzw. einer Schneidmühle ($< 0,25$ mm) zerkleinert. Zur Bestimmung von C_b , N_b , S_b und der Elementgesamtgehalte wurde ein Teil dieses Feinbodens mittels einer Planetenmühle und Mahleinsätzen aus Achat auf eine Größe $< 0,2$ mm gebracht. Zur $N_{\min}$ – Bestimmung wurden feldfrische Bodenproben ins Labor überführt. Bestimmt wurden

Wassergehalt:	gravimetrisch nach Trocknung der Proben bei 105°C.
Glühverlust:	DIN 19684 – 3
Trockenrohdichte:	nach DIN 19683 – 12
pH:	in 0,01 N CaCl_2 – Lösung (Boden:Lösungsverhältnis von 1:5).
Carbonatgehalt:	mittels Scheiblerapparatur nach Schlichting und Blume (1966)
KAK_{eff} :	Extraktion mit 1 M NH_4NO_3 (24 h über Kopf) im Verhältnis 1:50; Addition von Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{2+} , Al^{3+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , As^{3+} , Hg^{2+} , Si^{4+} , NH_4^+ , H^+

Königswasseraufschluß:	nach DIN 38 414-7
$N_{\min}$:	Extraktion feldfrischer Proben mit Neutralsalzlösung; Analyse mittels Kjeldahlapparatur
Oxalataufschluß:	mit 0,2 M NH_4 – Oxalatpuffer nach Tamm (1932) modifiziert nach Schwertmann (1964)
Mineralanalyse:	an feingemahlenen Kristall- und Bodenproben mittels eines Röntgendiffractometers der Firma Philipps

In den Probenlösungen und Extrakten erfolgte die Messung von

- TOC (Total Organic Carbon) und IC (Inorganic Carbon) mittels des TOC – Analyzers (5050 A) von Shimadzu. Die Konzentrationen an organischen Anionen wurden nach Oliver *et al.* (1983) aus den DOC- (Dissolved Organic Carbon) und Protonenkonzentrationen errechnet
- Ca, Mg, Na, K, Mn, Fe, Al, Zn, Si mittels Flammen – AAS (Perkin Elmer)
- Pb, Cd, Cu an einem AAS mit Graphitrohrtechnik (Perkin Elmer)
- Hg und As an einem AAS mit Hydridtechnik (Perkin Elmer)
- Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Phosphat flüssigkeitschromatographisch mit einem Ionenanalyser der Firma Dionex
- HCO_3^- titrimetrisch mit 0,01 N H_2SO_4 , nach Zusatz von 0,1 ml Methylorange
- NH_4^+ mit einem FIAS
- Carbonat mittels der Scheiblerapparatur

C_t und N_t wurden gaschromatographisch am Elementaranalysator CHNO-O-Rapid der Firma Hercules bestimmt, die von S_t an einem Infrarot – Gas Analyzer der Firma Leco.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1. Gasförmige Austräge

Abbildung 3 zeigt, daß die CO_2 -C-Verluste in der entwässerten Variante im Mittel deutlich größer waren als in der wiedervernässten.

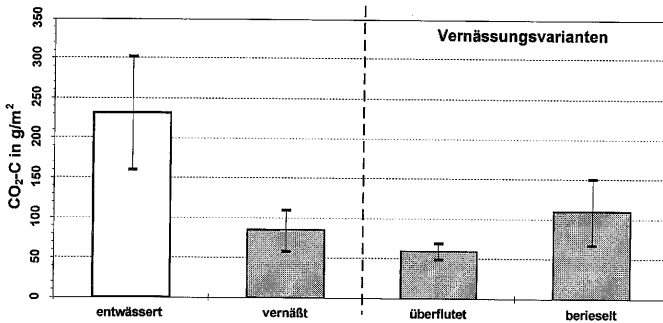


ABBILDUNG 3 Summe der gasförmigen CO₂-C-Verluste (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte in g/m²) aus einem entwässerten und wiedervernässten Niedermoor bei Biesenbrow über einen Versuchszeitraum von 151 Tagen.

FIGURE 3 Sum total of gaseous CO₂-C-losses (mean, minimum and maximum in g/m²) during 151 days from a drained and a reflooded fen soil.

Des Weiteren wies die Überstauvariante während des gesamten Versuchszeitraumes deutlich geringere Freisetzungsraten auf als die Berieselungs- bzw. "Nicht-Überstau-Variante". Während des Versuchs traten in allen Varianten saisonale Schwankungen auf. Diese waren quantitativ in der Überstauvariante am geringsten, in der entwässerten am größten. Die Freisetzungsraten waren in den wiedervernässten Varianten in den Wintermonaten größer als in den Sommermonaten, da die Grundwasserstände z.T. deutlich tiefer lagen als in den Sommermonaten. Auf der entwässerten Fläche zeigte sich dieser Sachverhalt umgekehrt. In dieser waren, durch die herbst-/winterliche Aufsättigung, die CO₂-C-Freisetzungsraten deutlich geringer (sie glichen denen der Berieselungsvariante in diesen Monaten, da im Winter aus technischen Gründen nicht berieselt werden kann) als in den Sommermonaten.

Extrapoliert man die im Versuch ermittelten CO₂-C-Verluste mittels der Freisetzungsraten auf das ganze Jahr, ergeben sich für die einzelnen Versuchsvarianten die in Tabelle II aufgeführten Kohlenstoffverluste. Diese Werte weisen bezüglich der entwässerten Variante die gleiche Größenordnung auf, wie die, die Mundel (1976) mittels Messungen über Freilandlysimetern an entwässerten, degradierten Niedermoorböden Nordostdeutschlands unterschiedlicher Mächtigkeit ermittelt hat. Auch Adam und Stahr (1997), die nach der Lundegardh-Methode vorgehen, ermittelten für degradierte und intensiv bewirtschaftete Niedermoores im Allgäu (Forst- bzw. Grünlandnutzung)

TABELLE II Jährlicher $\text{CO}_2\text{-C}$ -Verlust von Niedermoorflächen unterschiedlichen Feuchtereimes auf der Versuchsfläche Biesenbrow (Mittelwerte und [Spannweite] in $\text{g/m}^2 \cdot \text{a}$, abgeschätzt mittels der Freisetzungsraten)

TABLE II $\text{CO}_2\text{-C}$ -efflux of a drained (entwässert) and reflooded fen soil (vernäßt) (reflooded by damming up (überflutet) and irrigation (berieselt)). Mean and [range] in $\text{g/m}^2 \cdot \text{a}$, estimated by release instalments

Versuchsvariante	$\text{CO}_2\text{-C}$ in $\text{g/m}^2 \cdot \text{a}$
entwässert	560 [344]
vernäßt (gemittelt)	205 [124]
überflutet	143 [50]
berieselt	267 [199]

Werte, die denen der entwässerten Variante in Biesenbrow gleichen, wogegen Fiedler *et al.* (1998) für einen naturnahen Niedermoorstandort (Grundwasserstand 9–17 cm u. Flur) mit $600\text{--}856 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ Werte angeben, die deutlich über denen liegen, die für die wiedervernäßten Varianten in Biesenbrow ermittelt wurden.

Obwohl diese Ergebnisse nur grobe Richtwerte sein können (Ergebnisse, die mittels der Methode von Lundegardh (1924/1927) im Gelände gewonnen werden, bedürfen besonders bei der quantitativen Auswertung einer sehr vorsichtigen Interpretation, da viele maßgeblich den CO_2 -Haushalt bestimmende Faktoren nicht berücksichtigt werden), zeigen die Ergebnisse des Versuchs, daß infolge der Wiedervernässung die gasförmigen Kohlenstoffausträge deutlich zurückgegangen sind. Es wird weniger organische Substanz oxidativ zersetzt.

- *Infolge der Wiedervernässung gingen die $\text{CO}_2\text{-C}$ -Austräge aus dem Niedermoorboden deutlich zurück. Die Art der Wiedervernässung hat Einfluß auf die $\text{CO}_2\text{-C}$ -Verluste; in der Überflutungsvariante sind diese geringer als in der Berieselungsvariante.*

3.2. Hydraulische Leitfähigkeit

Die mittels der Bohrlochmethode ermittelten hydraulischen Leitfähigkeiten im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow (Abb. 4) sind in allen Horizonten mit "sehr hoch"–"äußerst hoch" zu bewerten (AG Boden 1994). Die K_f -Werte sind durchschnittlich in $30\text{--}70 \text{ cm} \ll 0\text{--}30 \text{ cm} \leq 90\text{--}130 \text{ cm} \leq 70\text{--}90 \text{ cm}$ Bodentiefe und weisen in $30\text{--}130 \text{ cm}$ Tiefe eine große räumliche Variabilität auf (Abb. 4).

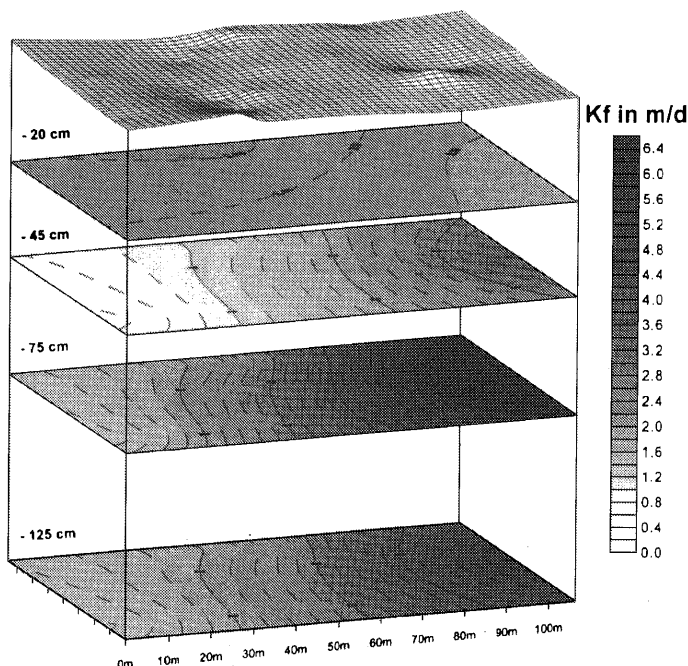


ABBILDUNG 4 Räumliche Variabilität der Hydraulischen Leitfähigkeit (m/d) in vier Bodentiefen des standortkundlichen Intensivmeßfeldes auf der Versuchsfläche Biesenbrow.

FIGURE 4 Spatial variability of saturated water conductivity (m/d) in four depth's of the degraded fen soil.

Die hydraulische Leitfähigkeit nimmt entlang der x -Achse zu (Abb. 4). Diese verläuft parallel zum Flächenvorfluter. Diese Zunahme der Wasserleitfähigkeitskoeffizienten wird durch einen Drän verursacht, der in etwa parallel zur z -Achse, in unmittelbarer Nähe des Intensivmeßfeldes verläuft und (wie alle Dräne auf der Pilotfläche) zu Versuchsbeginn nicht unwirksam gemacht worden war. Durch diesen Drän wird die Fließstrecke im Grundwasserbereich verkürzt, somit der Potentialgradient und folglich die lokale Fließgeschwindigkeit erhöht. Dadurch kommt es zu einer anhaltenden schnellen Zu- und Abfuhr von Wasser, was zum einen den Wasserverbrauch erhöht, zum anderen zu schnellen und intensiven Stoffausträgen aus dem Moorkörper in die Vorflut führt. Außerdem werden die Redoxbedingungen und das

Bodenmilieu, somit bodenchemische Prozesse beeinflusst, wie in den folgenden Kapiteln gezeigt wird.

Der Einfluß der Wiedervernässungsmaßnahme auf die hydraulische Leitfähigkeit des Niedermoorbodens der Pilotfläche Biesenbrow war im Untersuchungszeitraum sehr gering. Zwar haben die Leitfähigkeitswerte nach der Wiedervernässung leicht zugenommen (Ausnahme 30–70 cm), jedoch waren die Unterschiede zwischen den einzelnen Erhebungsterminen sehr gering und mittels eines Median-tests nicht signifikant. Veränderungen von Parametern (z.B. Lagerungsdichte), die Einfluß auf die hydraulische Leitfähigkeit haben, konnten im Versuchszeitraum ebenfalls nicht nachgewiesen werden.

In 30–70 cm Tiefe haben die K_f – Werte deutlich abgenommen. In diesem Horizont, in dem die Entwässerung durch Quellungs- und Schrumpfungsvorgänge zu einer starken Aggregation (Polyeder, Bröckel) der Torfsubstanz geführt hat (Abb. 1), konnten vor der Wiedervernässung extrem hohe K_f – Werte (> 12 m/d) gemessen werden, die nach dieser nicht mehr auftraten (Maximalwert 1,8 m/d). Offensichtlich verloren gefügebefindende sekundäre Grobporen infolge der Wiedervernässung durch Quellungs Vorgänge ihre Wirkung.

- *Der Einfluß der Wiedervernässung auf die hydraulische Leitfähigkeit des Niedermoorkörpers war gering. Lediglich das "Zuquellen" grober Sekundärporen zeigte vereinzelt Einfluß und führte zu einer drastischen Senkung der Leitfähigkeit. Die hydraulischen Leitfähigkeiten (räumliche Variabilität) werden sehr stark von intakten Dränen beeinflusst. Dadurch wird die Verweilzeit des Wassers auf der Fläche herabgesetzt und der Wasserbedarf zur Wiedervernässung deutlich erhöht.*

3.3. Redoxpotential

Der gemittelte Verlauf der E_h – Werte (auf die Standard – Wasserstoffelektrode bezogenes Redoxpotential) im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow kennzeichnet deutlich den Beginn der Vernässungsmaßnahme zwischen Februar und März 1997 mit einem auffälligen Peak in allen Meßtiefen (Abb. 5). Im Oberboden sind die E_h – Werte nach diesem Ereignis drastisch gesunken (E_h – Werte

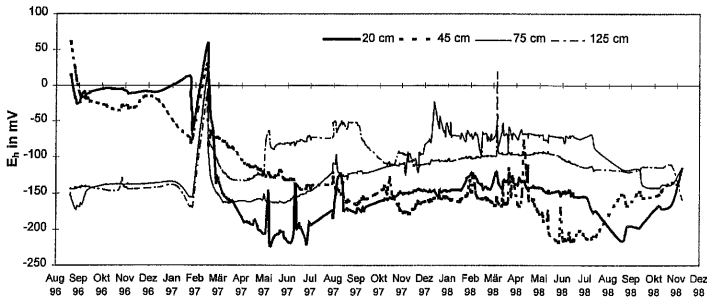


ABBILDUNG 5 Gemittelter Verlauf des Redoxpotentials (E_h – Werte in mV) in vier Bodentiefen der Versuchsfläche Biesenbrow.

FIGURE 5 Mean E_h – values (mV) in four depth of the degraded fen soil.

< -200 mV). Auch die Variabilität der E_h – Werte nahm infolge der Wiedervernässung im Oberboden, vor allem in 20 cm Tiefe, deutlich ab. So betrug die gemittelte Spannweite in 20 cm Tiefe vor der Wiedervernässung 231 mV, danach 63 mV. In 75 cm und 125 cm Tiefe wiesen die Redoxpotentiale nach der Wiedervernässungsmaßnahme erwartungsgemäß nur geringe Veränderungen auf, da die Horizonte schon vor der Maßnahme grundwasserbeeinflusst waren. Allerdings hat die Streuung der Meßwerte nach der Wiedervernässung deutlich zugenommen. Des weiteren traten in allen Meßtiefen während des gesamten Versuchszeitraums kurzfristig Peaks auf. Diese waren in den Oberbodenhorizonten häufiger und in der Regel ausgeprägter (Abb. 5).

Unabhängig von diesen Erhebungen an der Dauermeßstelle, wurden gegen Ende des Untersuchungszeitraums vereinzelt Redoxelektroden an solchen Stellen der Versuchsfläche in den Boden eingebaut, die während des gesamten Versuchszeitraums saure pH – Werte aufwiesen (s. Kap. 3.4). Diese Redoxpotentialmessungen erfolgten in 45 cm bzw. 75 cm Bodentiefe und ergaben durchweg positive Werte (E_h = 245–459 mV).

Die Ergebnisse verdeutlichen, daß die Wiedervernässungsmaßnahme schon nach kurzer Zeit zu drastischen qualitativen Veränderungen der Redoxbedingungen im Oberboden führte, im Mittel zu anhaltend anaeroben Bedingungen im ganzen Profil (vergl. CO_2 – Verluste). Das infolge der Wiedervernässung drastische Absinken der Redoxpotentiale im Oberboden auf E_h – Werte, die deutlich unter denen des Unterbodens lagen, bedingt sich in der starken reduktiven Wirkung der organischen

Substanz, die deutlich geringere Variabilität der Werte in den durch die Vernässungsmaßnahme stark vereinheitlichten Verhältnissen. Der zu Beginn der Wiedervernässung in allen Horizonten auftretende Peak ist vor allem auf das frisch zugeführte, noch sauerstoffreiche Berieselungs- und Einstauwasser zurückzuführen (der Sauerstoff wird innerhalb weniger Stunden bzw. Tage verbraucht (Scheffer und Schachtschabel, 1998), zum anderen auf von der Einstaufront im Boden lateral verdrängte Luft.

Die dargestellten, gemittelten Kurven zeigen jedoch nur den generellen Trend. Die signifikanten Peaks in allen Horizonten verdeutlichen, daß auch nach der Wiedervernässung jederzeit, an jedem Ort und in jeder Tiefe kurzfristig teiloxidative bzw. oxidative Bedingungen auftreten können. Im Oberboden ist dieser Umstand deutlicher ausgeprägt, da dieser stärker dem Einfluß von Wasserstandsschwankungen unterliegt und im Falle der Berieselung die Wasserzufuhr von oben erfolgt. Unterschiedliche hydraulische Leitfähigkeiten durch präferentielle Fließbahnen, sowie der Sauerstofftransfer über das Schilf in den Boden können weitere Ursachen für diese abrupten Veränderungen des Redoxpotentials sein (im Oberboden aufgrund der stärkeren Gefügebildung (Aggregatgefüge, Bröckelgefüge) und der größeren Wurzelmasse deutlicher ausgeprägt als im Unterboden). Auch vom Wasser eingeschlossene und dessen Bewegung folgende Bodenluft könnte diesbezüglich eine Rolle spielen.

Die großflächig auftretenden teiloxidativen bzw. oxidativen Bedingungen in 45 cm und 75 cm Tiefe, die mittels der zusätzlich installierten Redoxelektroden erfasst werden konnten, sind anthropogenen Ursprungs. Durch die im Boden befindlichen Dräne ist die hydraulische Leitfähigkeit in deren Umfeld und somit der Wasserdurchsatz stark erhöht. Dadurch wird laufend "sauerstoffreiches Frischwasser" in diesen Horizonten nach- und abgeführt, was die relativ hohen Redoxpotentiale ermöglicht.

- *Die Wiedervernässungsmaßnahme führte sehr schnell zu anhaltend anaeroben Bedingungen im gesamten Niedermoorkörper. Kurzfristige Anstiege des Redoxpotentials sind jederzeit und jeden Ortes möglich, im Oberboden jedoch häufiger und deutlicher ausgeprägt. Die intakten Dränungen bedingen in ihrem Einflußbereich anhaltend teiloxidative bzw. oxidative Verhältnisse.*

3.4. pH

Die räumliche Variabilität des pH der Bodenlösung in 20 cm und 125 cm Tiefe ist auf der Versuchsfläche Biesenbrow gering (Abb. 6). Die pH-Werte dieser Tiefenstufen sind normalverteilt. In 45 cm und 75 cm Bodentiefe ist die räumliche Variabilität dagegen sehr groß. In 45 cm Bodentiefe unterstreicht ein Vergleich des Medians (pH 7,44) mit dem

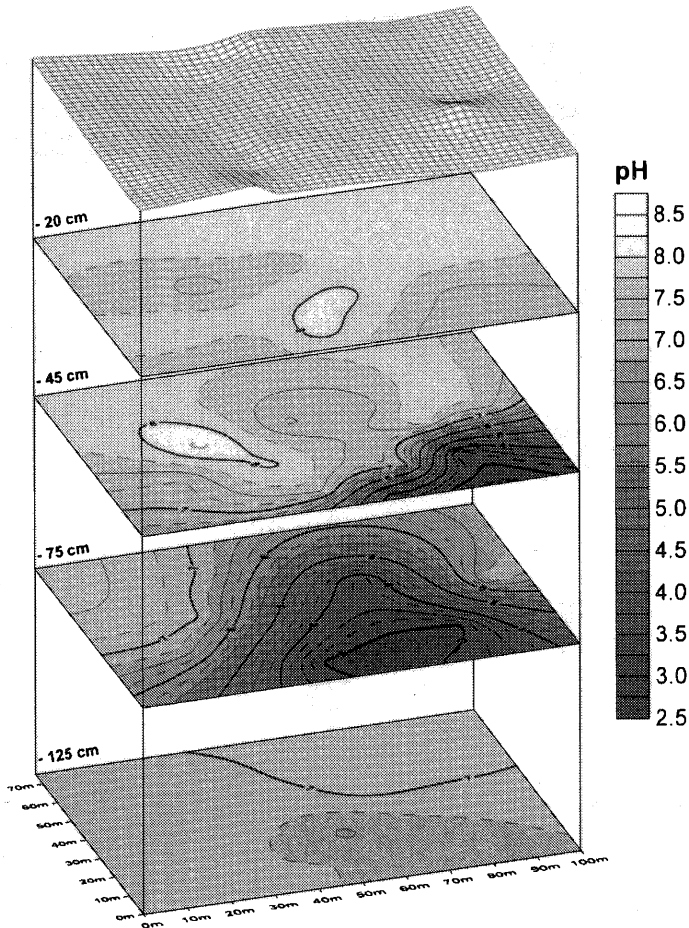


ABBILDUNG 6 Räumliche Variabilität der pH-Werte der Bodenlösung in vier Bodentiefen des bodenkundlichen Versuchsfeldes Biesenbrow.
FIGURE 6 Spatial variability of pH-values of soil solution in four depth's of the degraded fen soil.

arithmetischen Mittel (pH 3,91), daß in diesem Horizont, auf die Fläche bezogen, die neutralen Bereiche überwiegen. In 75 cm Tiefe zeigt sich dieser Sachverhalt umgekehrt. Der Median hat einen Wert von pH 3,82 gegenüber einem Mittel von pH 3,37.

Ursache für das z.T. extrem saure Milieu in diesen Tiefen sind Schwefelverbindungen. Eindeutiger Hinweis hierfür ist zum einen die höchstsignifikante negative Korrelation der pH-Werte des Bodens mit S_t im Tiefenverlauf ($\alpha < 0,001$; $r = -0,84$; $n = 46$; vergl. Tab. I), zum anderen die Sulphatkonzentrationen der Bodenlösung. In den sauren Flächenteilen sind diese mit 1841 ± 1081 mg/l deutlich größer als auf der Restfläche mit 984 ± 614 mg/l. Ein Vergleich der räumlichen Verteilung der Sulphatkonzentrationen mit der der pH-Werte in 75 cm Tiefe führt zu einem deckungsgleichen Muster mit verkehrtem Vorzeichen (o. Abb.). Bei den Schwefelverbindungen dürfte es sich vor allem um Schwefelsäure handeln, da teiloxidative bis oxidative Bedingungen in diesen Bereichen herrschen (deutlich positive Redox-potentiale; vergl. Kap. 3.3). Ursache für diese wiederum ist die Dränung. Genährt werden diese Prozesse von den sehr großen Schwefelgehalten in dieser Tiefe (s. Tab. I und III).

Der zeitliche Verlauf der pH-Werte in der Bodenlösung verdeutlicht, daß die Wiedervernässungsmaßnahme im bisherigen Versuchszeitraum die pH-Werte der Bodenlösung nur wenig verändert hat (Abb. 7).

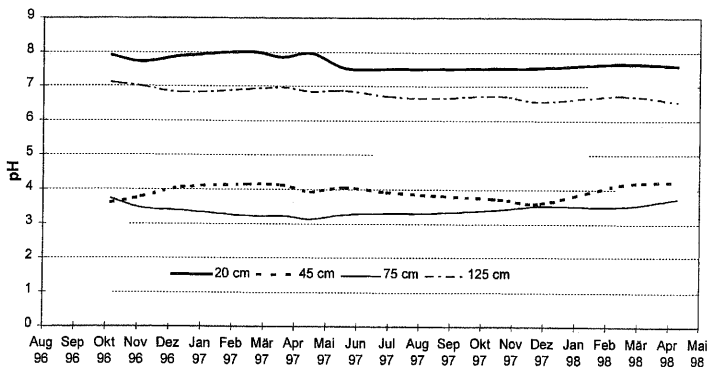


ABBILDUNG 7 Gemittelter Verlauf der pH-Werte in der Bodenlösung in 20 cm, 45 cm, 75 cm und 125 cm Bodentiefe der Versuchsfläche Biesenbrow.

FIGURE 7 Mean pH-values of soil solution in 20 cm, 45 cm, 75 cm and 125 cm depth of the degraded fen soil.

Einen eindeutigen Trend zeigt lediglich das pH in der Bodenlösung in 20 cm und 125 cm Tiefe. Beide sind infolge der Wiedervernässung gesunken.

Das leichte Absinken des pH in 20 cm Tiefe auf Werte ≥ 7 infolge der Wiedervernässung ist Folge der ständigen Produktion von Kohlensäure durch die mikrobielle Umsetzung der organischen Substanzen (Scheffer und Schachtschabel, 1989).

In 125 cm Tiefe ist das allmähliche Absinken des pH auf die hohen Säureinträge aus dem darüber liegenden Horizont zurückzuführen. Infolge der Wiedervernässung kam es zu einer kontinuierlichen vertikalen Wasserbewegung im Niedermoor, somit einem Säureeintrag in diesen Horizont und der Abpufferung desselben. Deutlicher Hinweis hierfür ist zum einen die Zunahme der Protonensättigung am Austauscher (vergl. Tab. VII), zum anderen der Umstand, daß die Konzentrationen an Hydrogencarbonat in den Flächenteilen in 125 cm Tiefe, die unter den stark sauren Kompartimenten liegen, infolge der Wiedervernässung nach und nach zurückgegangen sind. Ursache hierfür ist die Säurepufferung durch die Carbonate. Es findet Bodenversauerung statt, da Säurepufferkapazität irreversibel verbraucht wird. Infolge davon finden sich in 125 cm Tiefe die geringsten pH - Werte an den Stellen, die unterhalb der extrem sauren Bereiche der Versuchsfläche liegen (Abb. 6).

- *Infolge der intakten Dränung ist die räumliche Variabilität des pH auch nach der Wiedervernässung sehr groß, die Veränderungen entsprechend gering. Die dränbedingten Redoxverhältnisse führen zur Bildung von Schwefelsäure. Diese wird zum einen über die Dräne schnell abgeführt und belastet die Vorflut und den umliegenden Landschaftshaushalt; Zum anderen wird die Säure vertikal im Profil verlagert und führt zur Versauerung der unterliegenden Horizonte.*

3.5. Bodenlösung

Die Elementkonzentrationen in der Bodenlösung waren in allen Horizonten während des dokumentierten Zeitraums sehr hoch und zeigten in ihrem Verlauf deutliche Veränderungen (Abb. 8). In 20 cm und 45 cm Bodentiefe hat die Wiedervernässung zu einer Halbierung der Konzentrationssummen der Bodenlösungsinhaltsstoffe geführt. In

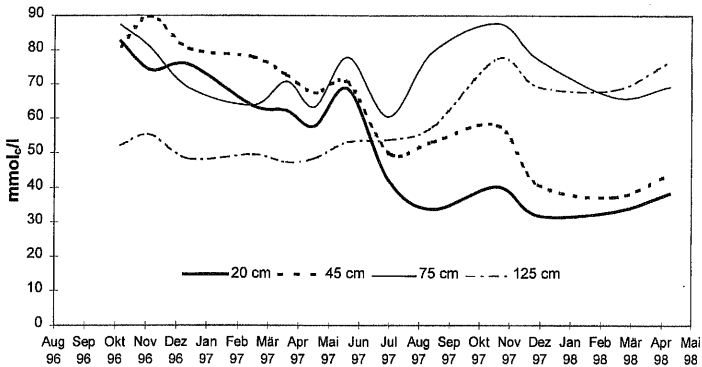


ABBILDUNG 8 Verlauf der gemittelten Elementkonzentrationssummen (in Ionenäquivalenten mmol_c/l) in vier Tiefen des Niedermoorbodens der Versuchsfläche Biesenbrow.

FIGURE 8 Mean element concentrations (in mmol_c/l) in for depth's of the degraded fen soil.

75 cm oszillierten die Kurven der Konzentrationen zwar sehr stark während des Untersuchungszeitraums, wiesen im Mittel jedoch die geringsten Veränderungen auf, obschon ein starker Konzentrationsanstieg im Juli 97 zu verzeichnen war. In 125 cm Tiefe zeigten sich in den ersten Monaten keine Veränderungen im Verlauf der Konzentrationssummen, die sich bis Juli 97 um ein gemittelttes Niveau von 50 mmol_c/l bewegten. Danach nahmen die Konzentrationen abrupt zu (Abb. 8).

Diese Summeneffekte maskieren das gegenläufige Verhalten einzelner Elemente. Daher sind in Abbildung 9 die qualitativen Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung in den einzelnen Tiefenstufen vor der Bewässerung und zu Versuchsende dargestellt. Berücksichtigt wurden nur Trends, die nicht saisonbedingten Schwankungen entsprangen.

Ca und Sulphat dominierten die Bodenlösung während des gesamten Meßzeitraums in allen Horizonten. Diese Dominanz nahm mit zunehmender Versuchsdauer in 20 cm und 45 cm Tiefe ab (insbesondere bezüglich des Sulphats; bei den Anionen war eine starke prozentuale Zunahme des Hydrogencarbonats zu verzeichnen), in 125 cm Tiefe zu, während in 75 cm Tiefe keine Veränderungen festzustellen waren (Abb. 9). Auch die Mg-, Na- und Cl- Konzentrationen haben in 20 cm, 45 cm und 75 cm Tiefe abgenommen, in 125 cm leicht zugenom-

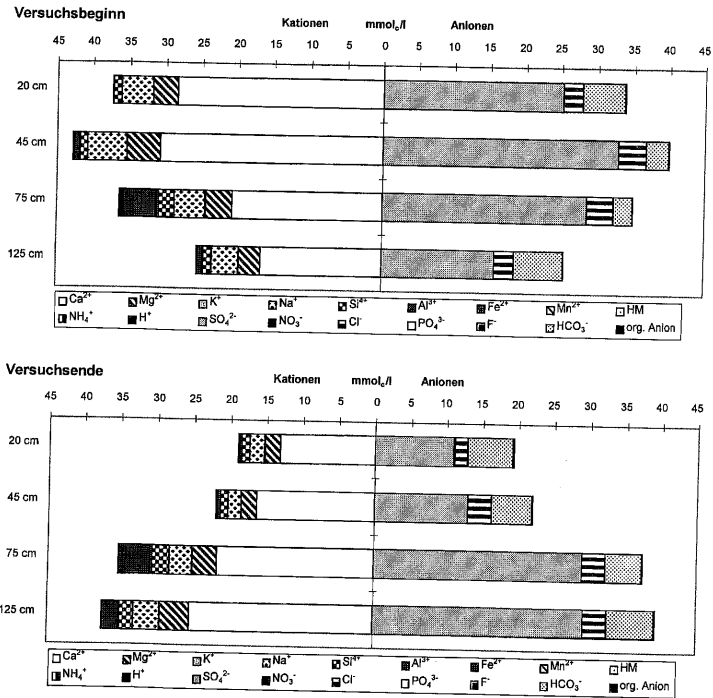


ABBILDUNG 9 Mittlere Zusammensetzung der Bodenlösung in 20 cm, 45 cm, 75 cm und 125 cm Tiefe im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow vor der Wiedervernässung zu Versuchsbeginn sowie nach Wiedervernässung (Versuchsende) (Angaben in Ionenäquivalenten (mmol_c/l); HM = Zn²⁺ + As³⁺ + Pb²⁺ + Cu²⁺ + Cd²⁺ + Hg²⁺).

FIGURE 9 Mean composition of soil solution in 20 cm, 45 cm, 75 cm und 125 cm depth of the degraded fen soil at the beginning (Versuchsbeginn) and after rewetting (Versuchsende) of the investigation (in mmol_c/l); HM = Zn²⁺ + As³⁺ + Pb²⁺ + Cu²⁺ + Cd²⁺ + Hg²⁺).

men, wogegen die Kaliumkonzentrationen sowohl im Oberboden, besonders deutlich aber in 125 cm Tiefe gestiegen sind.

Bedeutende Eisenkonzentrationen waren vor der Wiedervernässung lediglich in der Bodenlösung der stark sauren Horizonte nachzuweisen (ca. 12% der Kationensumme). Infolge der Sanierungsmaßnahme haben die Fe-Konzentrationen in 20 cm um ca. das Zehnfache, in 125 cm Tiefe um einen Faktor 2 zugenommen. In 45 cm und 75 cm Tiefe war eine leichte Abnahme zu verzeichnen. Phosphat konnte in der Bodenlösung aus 45 cm, 75 cm und 125 cm Tiefe erst 13 Monate

nach der Wiedervernässung nachgewiesen werden; in 20 cm Tiefe erfolgte der Nachweis 3 Monate nach der Sanierungsmaßnahme, zuerst vereinzelt und in sehr geringen Konzentrationen, gegen Versuchsende hin deutlich zunehmend. Konzentrationszunahmen in der Bodenlösung aller Tiefenstufen waren auch bezüglich des DOC bzw. der organischen Anionen und des Ammoniums zu verzeichnen. Diese waren jeweils im Unterboden deutlicher als im Oberboden.

Die Ursachen für diese quantitativen und qualitativen Veränderungen waren polycasual. Chlorid und mit (starken) Einschränkungen auch Natrium zeigen nur wenig Wechselwirkung mit der Festphase des Bodens und werden daher oft als Tracer benutzt. Bezogen auf die Untersuchungsergebnisse in Biesenbrow bedeutet dies, daß die Halbierung der Elementkonzentrationen in 20 cm und 45 cm Bodentiefe, vor allem die der Ca- und Sulphatkonzentrationen, nicht allein auf Verdünnungs- und Auswaschungseffekte zurückzuführen sein kann. Zum einen zeigt dies der Verlauf der Cl⁻ Konzentrationen, die bis Juli 97 trotz sinkender Gesamtkonzentration in diesen Horizonten zugenommen haben. Zum anderen ist der Anteil des Sulphats an der Anionensumme, analog der des Ca an der Kationensumme, deutlich zurückgegangen, wogegen die Anteile von Na und Cl in etwa gleichgeblieben sind, bei ebenfalls deutlich geringeren absoluten Konzentrationen zu Versuchsende. Diese Diskrepanz zwischen absoluter und prozentualer Abnahme ist Hinweis darauf, daß neben Verdünnung und Auswaschung auch chemische Prozesse bzw. Wechselwirkungen mit der Festphase am Konzentrationsrückgang beteiligt sein müssen. Bei diesen Prozessen bzw. Wechselwirkungen handelt es sich überwiegend um die Bildung von Sulfiden (aufgrund des geringeren Löslichkeitsprodukts von Calciumsulfid gegenüber Calciumsulphat (Skoog und West, 1982; CRC 1985/86). Tatsächlich haben infolge der Wiedervernässung die Vorkommen an Monosulfiden im Oberboden der Versuchsfläche Biesenbrow deutlich zugenommen, wogegen Polysulfide kaum nachweisbar waren (Regn ry, 1999). In den Unterbodenhorizonten war zwar auch eine Zunahme der Monosulfidgehalte zu verzeichnen, vor allem aber ein sehr starker Anstieg der Polysulfidgehalte (Regn ry, 1999). Infolge dieser Prozesse haben die Schwefelgehalte im Unterboden zugenommen (Tab. III).

Ca wird neben Auswaschung und der Salzbildung vor allem durch Austauschprozesse reversibel an variable Ladungen der organischen

TABELLE III Mittelwerte und Standardabweichung ($n = 11$) der Schwefelgehalte (Gew.-%) im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow vor (entwässert) und nach der Wiedervernässung (vernäßt)

TABLE III Mean and standard deviation ($n = 11$) of sulfur contents (Gew.-%) in the fen soil of the investigation site before (entwässert) and after reflooding (vernäßt)

Tiefe	S_t in Gew.-%	
	entwässert	vernäßt
0–10 cm	0,33 (0,11)	0,34 (0,10)
10–30 cm	0,43 (0,17)	0,34 (0,10)
30–65 cm	1,09 (0,78)	1,03 (0,81)
65–85 cm	2,81 (1,04)	3,66 (1,56)
85–100 cm	1,16 (0,39)	1,46 (0,29)

Substanz gebunden und somit der Bodenlösung entzogen. Der Anteil an austauschbarem Ca hat nach der Wiedervernässung zugenommen. Die Folge davon war eine Verdrängung von Kalium, was zu einer deutlichen Abnahme des neutralsalzlöslichen Kaliums führte. Infolge dessen nahmen die K-Konzentrationen in der Bodenlösung zu.

Die erhöhten Ammoniumkonzentrationen im gesamten Profil sind auf die drastisch veränderten Redoxverhältnisse zurückzuführen. Durch Ammonifizierung entstehendes sowie eingetragenes Ammonium wird nicht mehr nitrifiziert. Nitrat ist aufgrund von Denitrifikationsprozessen kaum mehr nachweisbar. Infolge der Wiedervernässung haben daher die neutralsalzlöslichen Gehalte an Ammonium im Niedermoorboden signifikant zugenommen (Tab. IV). Einzige Ausnahme bildet der von der Drainage intensiv beeinflusste Horizont. Hier zeigen sich aufgrund der auch nach der Wiedervernässung herrschenden oxidativen Verhältnisse keine Unterschiede.

TABELLE IV Mittelwerte und Standardabweichung ($n = 11$) des KCl-löslichen NH_4^+ -N (mg/kg) im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow vor (entwässert) und nach der Wiedervernässung (vernäßt)

TABLE IV Mean and standard deviation ($n = 11$) of KCl-soluble NH_4^+ -N (mg/kg) in the fen soil of the investigation site before (entwässert) and after reflooding (vernäßt)

Tiefe	NH_4^+ -N in mg/kg	
	entwässert	vernäßt
0–10 cm	25,4 (6,6)	41,2 (17,6)
10–30 cm	24,5 (7,1)	40,8 (11,0)
30–65 cm	39,5 (14,1)	52,0 (17,9)
65–85 cm	44,7 (27,3)	45,5 (12,5)
85–100 cm	18,5 (4,2)	26,3 (1,9)

Die Zunahme einiger Elementkonzentrationen in der Bodenlösung ist neben Verdrängungsprozessen vor allem auf das An- und Auflösen von Eisenoxiden und -hydroxiden zurückzuführen. Infolge der drastisch gesunkenen Redoxpotentiale im Oberboden begann dieser Vorgang ca. 3 Monate nach der Wiedervernässung und führte zu einer deutlichen Zunahme der Eisengehalte in 20 cm Tiefe. Amorphe Eisenoxide bzw. -hydroxide sind sehr reaktiv und assoziieren viele Elemente, die infolge der Auflösung der Eisenoxide ebenfalls freigesetzt werden. Im Falle der Versuchsfläche Biesenbrow sind dies in der Hauptsache Schwermetalle, wie z.B. Mn und As, als auch Phosphor. Dieser Umstand stimmt deshalb bedenklich, da im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow 80–90% des Eisens in Form von amorphen und mehr oder weniger kristallinen Oxiden bzw. Hydroxiden vorliegt, außerdem die Arsengehalte sehr hoch sind (vergl. Tab. I). So konnten in zunehmendem Maße steigende Phosphor- und Mangankonzentrationen in der Bodenlösung infolge der Wiedervernässung festgestellt werden. Auch die gestiegenen Konzentrationen an DOC bzw. organischen Anionen sind z.T. Folge der Auflösung der Eisenoxide bzw. -hydroxide, da der DOC verstärkt an solche gebunden wird (Gensior, 1995). Generell sind die DOC – Konzentrationen (durchschnittlich 17–9 mg/l) verglichen mit anderen Niedermoorssystemen jedoch gering (Kalbitz *et al.*, 1997), was neben den großen Vorkommen an Eisenoxiden bzw. -hydroxiden auf die hohen Ca – Konzentrationen zurückzuführen sein dürfte.

- *Die Wiedervernässung führte zu deutlichen quantitativen und qualitativen Veränderungen in der Bodenlösung. Im Oberboden war eine deutliche Abnahme der Elementkonzentrationssumme infolge der dramatischen Konzentrationsabnahmen des die Zusammensetzung dominierenden Ca und Sulphats zu verzeichnen. Ursache war neben Verdünnungseffekten und der Auswaschung überwiegend die Sulfidbildung. Die Vernässung führte zunehmend zu einer Auflösung von Eisenoxiden und Hydroxiden und zur Freisetzung der mit diesen assoziierten Elemente, die im Profil verlagert oder ausgewaschen werden. Infolge der Sanierungsmaßnahme nahm mit zunehmender Versuchsdauer die Elementauswaschung zu. Die bodenchemischen Prozesse werden sehr stark von den Auswirkungen der Dränung beeinflusst.*

3.6. Elementbilanzen

Zur Berechnung der Stofffrachten wurden die Elementkonzentrationen der Niederschlags- und Berieselungswässer sowie der Bodenlösung mit den Wasserflüssen verrechnet. Die in Tabelle V dargestellten Ergebnisse dieser Berechnung für die einzelnen Kompartimente des Systems zeigen, daß es im ersten Jahr nach der Wiedervernässung augenscheinlich drei Stoffgruppen gab, nämlich Elemente mit

- positiver Bilanz: DOC, K, Ammonium, Nitrat
- ausgeglichener Bilanz: Si, Al, HCO_3^- und H^+
- negativer Bilanz: Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Chlorid und vor allem Sulphat

Die Systemeinträge mit dem Berieselungswasser waren mit Ausnahme der Protonen und des Ammoniums meist ein vielfaches größer als die mit den Niederschlägen. Die Stoffflüsse zeigten sich im Niedermoorboden während des gesamten Untersuchungszeitraums sehr groß. In der Regel waren die Elementfrachten in den Oberbodenhorizonten geringer als im Unterboden (Ausnahme DOC, HCO_3^- und NO_3^-), in 75 cm am größten (Ausnahme DOC, HCO_3^- , K, Mn und NO_3^-).

Um die Dynamik der Stoffflüsse, hervorgerufen durch die Wiedervernässungsmaßnahme, im Niedermoorboden erfassen zu können, wird beispielhaft die Bilanz für Sulphatschwefel in monatlicher Auflösung dargestellt. Tabelle VI verdeutlicht, daß die Schwefelfrachten im Oberboden zunächst größer waren als im Unterboden, sich dieser Umstand mit zunehmender Versuchsdauer jedoch verkehrte. Des weiteren zeigt eine getrennte Bilanzierung nach Aufteilung der Fläche in saure und neutrale Kompartimente, daß die Schwefelflüsse in den sauren Flächenkompartimenten deutlich größer waren als in den neutralen. Besonders deutlich ist dieser Unterschied in 75 cm Tiefe. Während in den nicht versauerten Teilflächen kaum ein Unterschied in der Schwefelfracht zwischen 75 cm und 125 cm Tiefe auftrat, betrug dieser in dem sauren Kompartiment durchschnittlich ca. 3 t/ha. Dieser Umstand trifft gleichermaßen für einige Schwermetalle, vor allem Fe zu.

Die Bilanzen zeigen, daß die Stoffflüsse im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow im Untersuchungszeitraum sehr groß waren; das Niedermoor fungierte überwiegend als Quelle. Dies gilt nicht nur für Ca und Sulphat, sondern auch für Mg, Na, Cl, Fe und

TABELLE V Bilanzierung der Stoffflüsse im Niedermoorboden Biesenbrow. Dargestellt sind die Summen der monatlichen Mittelwerte von April 97 – März 98 (Bilanz = Niederschlag + Bewässerung – 125 cm)

TABLE V Annual element fluxes in the fen soil of the investigation site Biesenbrow (Sum of monthly means from April 97 to March 98 (Balance = precipitation + irrigation – 125 cm))

	DOC	Ca	Mg	K	Na	Si	Angaben in kg/ha					Mn	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	g/ha
							Al	Fe										H
Niederschlag	56	14	3	19	12	2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	30	18	33	48	31	3,6
Bewässerung	101	1188	163	54	413	117	0,8	10	2	2	2	2	2	19	781	1344	4113	0,2
20 cm	212	3740	303	20	750	108	0,5	73	27	6	6	25	782	6589	5295	0,4		
45 cm	206	4815	384	15	972	101	3,2	99	12	13	15	1184	10918	3409	1813			
75 cm	185	6124	537	27	1280	168	26	1134	27	62	4	1218	18666	3012	5182			
125 cm	129	5854	504	38	1151	121	0,5	443	31	6	15	1203	14341	4154	2,7			
Bilanz	28	-4652	-338	35	-726	-2	0,4	-433	-29	26	36	-389	-12949	-10	1,1			

TABELLE VI Bilanzierung der Sulphatschwefelflüsse im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow. Dargestellt sind monatliche Mittelwerte von April 97 – April 98 sowie deren Summe (Σ_{Mittel}), als auch die Summen einer differenzierten Betrachtung nach sauren (Σ_{Sauer}) bzw. neutralen (Σ_{Neutral}) Flächenkompartimenten (Bilanz = Niederschlag (NS) + Bewässerung (BW) – 125 cm)

TABLE VI SO₄²⁻ – Sulphurfluxes in the fen soil of the investigation site Biesenbrow (monthly means from April 97 to April 98 and their sum (Σ_{Mittel}) just as the sum of the acidified (Σ_{Sauer}) and the neutral areas (Σ_{Neutral}) of the investigation site (Balance = precipitation + irrigation – 125 cm)

		SO ₄ -S in kg/ha															
		Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Σ_{Mittel}	Σ_{Neutral}	Σ_{Sauer}
NS	0,3	1,1	1,9	3,0	2,9	2,9	1,7	1,7	1,0	0,8	0,7	0,6	0,5	0,5	17	17	17
BW	24	25	38	15	84	108	108	110	16	28	0	0	0	103	551	551	551
20 cm	218	363	271	219	171	171	151	105	202	161	88	80	169	204	2404	2175	3457
45 cm	282	425	397	451	427	426	426	284	341	213	104	94	201	242	3886	3290	5594
75 cm	280	507	536	756	744	706	706	482	761	514	260	233	450	543	6772	4576	9073
125 cm	166	300	405	507	517	563	563	384	596	445	236	214	454	547	5334	4189	6313
Bilanz	-142	-274	-365	-489	-430	-453	-453	-272	-579	-416	-235	-213	-453	-443	-4766	-3522	-5646

Mn. Die Frachten an Fe und Mn haben vor allem im Oberboden und in 125 cm Tiefe im Untersuchungszeitraum zugenommen und für Spurenelemente bedenkliche Größenordnungen angenommen. Generell sind die Austräge mit dem Bodenwasser infolge der Wiedervernässung als extrem hoch zu beurteilen. Tatsächlich dürften sie bei einigen Elementen (z.B. H^+) deutlich größer gewesen sein als in Tab. V verzeichnet.

Da die Stofffrachten in 125 cm Tiefe in der Regel geringer waren als in 75 cm Tiefe, bedeutet dies, daß sie zwischen den zwei Meßtiefen der Bodenlösung entzogen (z.B. durch Fällung, Adsorption..) und/oder über die Dränung dem Vorfluter zugeführt wurden. Beide Vorgänge dürften zugetroffen sein, wobei der Einfluß der Dränung wahrscheinlich überwiegt. Dafür sprechen die großen Potentialgradienten, hervorgerufen durch die Überstauhöhe (Inseleffekt) und die Dränung; zum anderen war nach der Wiedervernässungsmaßnahme in 85–100 cm Tiefe eine Zunahme an neutralsalzlöslichem Ca, Na, Si, Al, Fe, Mn, H, Ammonium (Tab. VII) sowie an C_t und S_t (Tab. III) zu verzeichnen. Diese Zunahme beruht zum einen auf der Zunahme der Kationenaustauschkapazität infolge der Kohlenstoffanreicherung, zum anderen auf Reduktionsprozessen. Die starke Abnahme der Protonenfrachten zwischen diesen Horizonten ist, neben der Abführung über das Dränsystem, vor allem auf Pufferungsprozesse (Austauscherpufferung, Carbonatpufferung) zurückzuführen (vergl. Kap. 3.4).

Die Schwefelbilanz verdeutlicht die Dynamik des Systems nach der Wiedervernässung und zeichnet die Stadien nach, die im bisherigen Meßzeitraum eingetreten sind:

1. die Schwefelumlagerung im Profil

- kurz nach der Vernässung fand trotz großer Frachten im Oberboden keine verstärkte Auswaschung des Schwefels statt. Die Schwefelfrachten im Boden nahmen von oben nach unten ab, folglich muß Schwefel in den unteren Horizonten angereichert worden sein. Diese Zunahme läßt sich in diesen Horizonten nachweisen (Tab. III). Sie erfolgte überwiegend in Form von Sulfiden. Diese Prozesse spielten sich deutlich schwächer auch im Oberboden ab.

TABELLE VII Gehaltsänderung neutralsalzlöslicher Elemente (mg/kg) in 85–100 cm Tiefe der Versuchsfläche Biesenbrow vor (entwässert) und nach der Wiedervernässung (vernäht) [Spannweite]
 TABLE VII Changes of element contents (soluble in a unbuffered salt solution) in 85–100 cm depth of the degraded fen soil before (entwässert) and after reflooding [range]

85–100 cm	Angaben in mg/kg									
	Ca	Mg	K	Na	Si	Al	Fe	Mn	H ⁺	NH ₄ ⁺
entwässert	4584 [1698]	746 [1274]	60 [55]	116 [80]	46 [111]	72 [498]	145 [1110]	30 [19]	1,7 [13,8]	24 [12]
vernäht	7158 [4635]	582 [1451]	63 [72]	214 [136]	89 [175]	195 [483]	299 [885]	59 [78]	4,9 [13,0]	34 [5]

2. die Auswaschung

- durch das ständig nachströmende Wasser traten Verdünnungseffekte auf. Dadurch und durch pH-Effekte wurden Schwefelsalze gelöst (vor allem der vorhandene Gips, möglicherweise auch Sulfide) und ausgewaschen. Dieses Auswaschungsgeschehen war zu Versuchsende in vollem Gange, verstärkt und wesentlich beeinflusst von der vollwirksamen Dränung, wie der Vergleich zwischen sauren und neutralen Flächenkompartimenten zeigt (Tab. VI), mit Unterschieden in den Austrägen von ca. 2–3 t/ha * a zwischen den unterschiedlichen Flächenteilen, obschon auch die Schwefelausträge in den nicht versauerten Flächen mit ca. 3,5 t/ha * a extrem groß waren (durchschnittlich beträgt die Auswaschung aus Böden 50–60 kg S/ha * a (Scheffer und Schachtschabel, 1989), in stark versauerten Waldstandorten Spitzenwerte ≥ 180 kg/ha * a (Schaaf, 1992)).

Die Kohlenstoff- und Stickstoffbilanzen (vertikal, unter Ausschluß der gasförmigen Verluste) waren für den Niedermoorboden positiv. Die Auswaschung aus dem System lag, trotz der enormen Wasserflüsse, in oder wenig über der Größenordnung von Waldstandorten mit sehr nährstoffarmen Böden und geringen Wasserflüssen (Marschner, 1990; Guggenberger, 1992).

- *Die Bilanzierung der Elementflüsse zeigt, daß der Niedermoorkörper im ersten Jahr nach der Wiedervernässung überwiegend als Quelle fungierte. Senkenfunktion hatte er nur bezüglich des Kohlenstoffs, des Stickstoffs, der Protonen und des Kaliums. Die Elementfrachten im Boden sowie die Auswaschungsverluste sind z.T. extrem hoch (z.B. S, Ca) und werden durch die Auswirkungen der Dränung verstärkt.*

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Untersuchungen geben Aufschluß über die Auswirkungen einer andauernden Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik der chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften des Niedermoores. Durch die Wiedervernässungsmaßnahme kam es zur drastischen Absenkung der Redoxpotentiale im Oberboden, somit im ganzen Boden zu anhaltend anaeroben, stark reduktiven Verhältnissen, durch

die die Umsetzung der organischen Substanzen deutlich herabgesetzt, infolge davon die CO_2 -Emissionen verringert wurden. Ob die Verringerung der CO_2 -Emissionen einen Effekt bezüglich der Klimabilanz erbringt, hängt im wesentlichen von der Gegenrechnung mit dem durch die Wiedervernässung verstärkt gebildeten Methan ab. Da auch die Kohlenstoff- und Stickstoffbilanzen im Niedermoorboden positiv waren (die gasförmigen CO_2 -Verluste werden durch die Schilfbiomasse ausgeglichen), konnten durch die Sanierungsmaßnahmen die Rahmenbedingungen für ein Wiederanfahren der Torfbildung folglich die Voraussetzungen für die Reaktivierung der natürlichen Funktionen des Niedermoors im Landschaftshaushalt geschaffen werden.

Mehrere Faktoren schränken diese erfreuliche Aussage jedoch drastisch ein. Zuvorderst zu nennen sind der versuchsbedingte Inseleffekt (kleine Versuchsfläche im Verhältnis zur umgebenden Landschaftseinheit), die auf der Versuchsfläche nach wie vor voll wirksame Dränung sowie die degradierungsbedingten Veränderungen im Nähr- und Schadstoffhaushalt des Moorkörpers, kurz die Folgen bzw. "Altlasten" der Degradierung.

Der Inseleffekt als auch das vorhandene Dränsystem führen durch Erhöhung des Potentialgradienten zu schnellerem und größerem Wasserdurchsatz auf der Versuchsfläche, wodurch teiloxidative bis oxidative Bedingungen geschaffen werden, die zur Bildung von Säure führen. Infolge davon versauert der Boden, Nähr- und Schadstoffe werden verstärkt mobilisiert, vertikal verlagert und aufgrund der kurzen Fließstrecken schnell und in erheblichem Maße der Vorflut bzw. dem Grundwasser zugeführt (und belasten diese sowie den unterliegenden Landschaftshaushalt). Solange die Dränung wirksam ist, wird sich dieser Umstand nicht ändern. Des weiteren können auf großen Teilflächen, wegen der dränbedingten Redoxverhältnisse, Prozesse, die zu einer Speicherung mobilisierter Nähr- und Schadstoffe (z.B. die Bildung von Sulfiden) als auch zu einem Anstieg des pH führen würden (Reduktionsprozesse verbrauchen Protonen), nur begrenzt zum Tragen kommen.

Aufgrund der durch die Wiedervernässungsmaßnahme gänzlich veränderten Bedingungen im Niedermoorboden wurde das System destabilisiert. Es versucht nun seinen Haushalt und seine Eigenschaften an diese anzupassen, in ein Gleichgewicht zu geraten. Die Stabilisierung des Systems erfolgt über unterschiedliche Übergangsstadien, von denen

einige im Versuchszeitraum nachzuweisen waren, z.B. der Konzentrationsrückgang der Bodenlösungsinhaltsstoffe im Oberboden infolge von Sulfidbildung, Translokationsprozesse, verstärkte Sulfidbildung im Unterboden und Adsorptionsprozesse, die verstärkte Auflösung von Oxiden und Hydroxiden des Eisens sowie die sechs Monate nach Beginn der Wiedervernässung einsetzende und bis zum Versuchsende zunehmende Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen (die stark von dem intakten Dränsystem beeinflusst wird). Äußerst bedenklich erscheint in diesem Zusammenhang, daß das Risikopotential, aufgebaut durch die Degradierung, bis zu Versuchsende in ein konkretes Gefahrenpotential umgewandelt wurde, da durch die Auflösung der Eisenoxide verstärkt Phosphat und auch Schwermetalle in Lösung gehen. Wie lange diese Austräge anhalten, inwieweit sie zurückgehen, anderen Prozessen weichen und zu einer Stabilisierung des Systems führen, kann zu diesem Zeitpunkt aus den bisherigen Ergebnissen bestenfalls hypothetisch abgeleitet werden, zumal die vorliegenden Ergebnisse sehr stark von dem dränbedingten Milieu beeinflusst wurden. Dennoch lassen sich aus den bisherigen Untersuchungsergebnissen für das Management ähnlicher Vorhaben folgende Schlußfolgerungen ableiten:

- Maßnahmen der Wiedervernässung degradiertier Niedermoore sollten auf größeren Flächen durchgeführt werden, um den Inseleffekt zu mindern. Durch die Schaffung einer Pufferzone würde dieser Inseleffekt lediglich ein Randeffect sein. Dadurch würde der Wasserdurchsatz auf der Fläche deutlich gemindert und die Verweilzeiten heraufgesetzt, was besonders im Hinblick auf eine zukünftige Aufbringung gereinigter Abwässer von großem Interesse wäre. Aus diesem Grunde sollte eine Abwasseraufbringung in Zentralbereichen einer solchen Fläche erfolgen.
- Unabdingbare Forderung bei der Durchführung einer Wiedervernässungsmaßnahme ist das Schließen aller Formen von unterirdisch vorhandenen Dränungen. Folge davon wäre das Sinken des Redoxpotentials und die verstärkte Festlegung von Bodenlösungsinhaltsstoffen in reduzierter Form. Da bei Reduktionssprozessen Protonen verbraucht werden, sollten die pH-Werte auch in den derzeit sauren Bereichen ansteigen.
- Im degradierten Niedermoorkörper darf es nach einer konsequenten Wiedervernässung zu keinem wesentlichen Anstieg der Redoxpo-

tentiale kommen, da ansonsten die gespeicherten Nähr- und Schadstoffe sowie die Säure massiv freigesetzt würden, folglich darf die Wiedervernässung nicht rückgängig gemacht werden.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (49007 Osnabrück, Postfach 1705) für die Förderung des Projektes, Herrn Prof. Dr. M. Renger und seinen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern (besonders S. Hoffmann und M. Facklam) vom FG Bodenkunde der TU – Berlin für die großzügige labortechnische, wissenschaftliche und menschliche Unterstützung, Herrn Dr. H. Lehrkamp, Frau B. Jedamzik, Dipl. Ing. H. Raasch, Frau J. Regnéry, Herrn B. Seidel für die Hilfe bei den aufwendigen und sehr beschwerlichen Feld- und Laborarbeiten, Frau Dipl. Ing. V. Leschke vom Wasser- und Bodenverband Welse für ihren unermüdlichen Einsatz sowie den nicht namentlich genannten Mitgliedern des Verbundprojekts für die fruchtbare und angenehme Zusammenarbeit.

Literatur

- Adam, K. und Stahr, K. (1997) CO₂-Emissionen aus Böden im württembergischen Allgäu. Mitteilg. Deutsch. Bodenkdl. Gesellschaft, **85 II**, 815–818.
- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover.
- Augustin, J. (1996) Greenhouse Gas Emission from Drained and Reflooded Fen Sites in Northern Germany. – Vortrag auf dem "Fen Restoration Workshop", Zapovednik, Weißbrüßland.
- Behrendt, A. *et al.*, Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, **35**, 200–208.
- Berliner Liste (1996) Amtsblatt Nr. 15: Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin.
- Brandenburgische Liste (1990) Abschlußentwurf.
- Dannowski, R., Dietrich, O., Behrendt, A. und Hölzel, D. (1999) Wasserhaushalt einer vernähten Niedermoorfläche in Nordostbrandenburg.
- CRC: Handbook of Chemistry and Physics, 1985/86.
- DIN 19682: Blatt 8; Felduntersuchungen; Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit mit der Bohrlochmethode, 1972.
- DIN 19683: Blatt 12; Physikalische Laboruntersuchungen, Bestimmung der Rohdichte, 1973.
- DIN 19684: Blatt 4; Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Glühverlustes und des Glührückstandes, 1977.
- Edwards, N. T. (1982) The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologia*, **23**, 321–330.
- Eggelsmann, R. (1990) Wasserregulierung im Moor. In: GÖTTLICH, K. Moor- und Torfkunde; 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 321 – AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4 Aufl., Hannover, 1990.

- Eschner, D. und Liste, H.-H. (1995) Stoffdynamik wiederzuvernässender Niedermoore. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **36**, 113–116.
- Fiedler, S., Adam, K., Sommer, M. und Stahr, K. (1998) CO₂- und CH₄-Emissionen aus Böden entlang eines Feuchtegradienten im südwestdeutschen Alpenvorland. *Mitteilg. Deutsch. Bodenkdl. Gesellschaft*, **88**, 15–18.
- Gellert, J. F. (1965) Die Weichseleiszeit im Gebiet der DDR. Berlin.
- Gensior, A. (1995) Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik einer Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. *Bodenökologie und Bodengenese*, **17**, 178 S., Selbstverlag TU–Berlin.
- Guggenberger, G. (1992) Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich immissionsbelasteten Fichtenstandorten. *Bayreuther Bodenkdl. Berichte*, **26**, 164 S.
- Harter, A. (1999) Renaturierungsversuche auf degradierten Niedermoorböden – Untersuchung zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung in zwei Niedermoorgebieten Brandenburgs. Dissertation, 191 S., Humboldt – Universität zu Berlin.
- Hennings, H.-H. (1996) Zur Wiedervernässung von Niedermoorböden. Dissertation, 159 S., Georg-August-Universität Göttingen.
- Käding, H. (1994) Ökologische Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland unter Berücksichtigung der Nährstoffbilanzen. *Arch. Für Nat.–Lands.*, **33**, 187–194.
- Kämmerer, A. (1996) Erhebung der Regenwurmfauna im Finowtal (Kreis Eberswalde) und in der Sernitzniederung (Kreis Angermünde) mit ökologischer Bewertung III. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Fachhochschule Eberswalde, 16 S., Eberswalde.
- Kalbitz, K., Rupp, H., Geyer, S., Geyer, W., Knappe, S., Meissner, R. und Braumann, F. (1997) Auswirkungen der Landnutzuung und von Landnutzungsänderungen auf die gelöste organische Substanz im Boden und Wasser eines Niedermoorgebietes. *Mitt. DBG*, **85**, II, 649–652.
- Kuntze, H. (1988) Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung. *TELMA*, **18**, 61–72.
- Landesumweltamt (1996) Bodendauerbeobachtung zur Bodenzustandsbeschreibung und –überwachung im Land Brandenburg. Abschlußbericht.
- Lehrkamp, H. (1987) Die Auswirkungen der Melioration auf die Bodenentwicklung im Randow – Welse – Bruch. Dissertation, 99 S., Humboldt – Universität zu Berlin.
- Lundegardh, H. (1924) Der Kreislauf der Kohlensäure in der Natur. Jena.
- Lundegardh, H. (1927) Carbon dioxide evaluation of soil and crop growth. *Soil Sci.*, **23**, 417–453.
- Luthardt, V. (1987) Ökologische Untersuchungen an landwirtschaftlich genutzten tiefgründigen Niedermoorstandorten unterschiedlicher Bodenentwicklung. Dissertation, AdL Berlin.
- Marschner, B. (1990) Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Diss. TU-Berlin.
- Matzner, E. und Ulrich, B. (1981) Bilanzierung jährlicher Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkdl.*, **144**, 660–681.
- Mayer, R. (1971) Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Waldökosystems. *Gött. Bodenkdl. Berichte*, **19**, 1–119.
- Mundel, G. (1976) Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Arch. Acker u. Pflanzenbau u. Bodenkunde.*, **20**, 669–679, Berlin.
- Mundel, G. (1990) Kaliumvorrat und Kaliumhaushalt intensiv genutzter Niedermoorböden – Lysimeterergebnisse. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkdl.*, **34**, 599–607, Berlin.
- Oliver, B. G., Thurman, E. M. and Malcolm, R. L. (1983) The contribution of Humic Substances to the Acidity of Colored Natural Waters. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **47**, 2031–2035.

- Regn ry, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf den Schwefelstatus eines degradierten Niedermoores. Diplomarbeit, Humboldt – Universität zu Berlin.
- Sauerbrey, R. (1981) Untersuchungen zur kapillaren Leitfähigkeit in Niedermoorböden. Habilitationsschrift, 105 S., Humboldt – Universität zu Berlin.
- Sauerbrey, R. und Lehrkamp, H. (1994) Der Einfluß von Melioration und Nutzung auf die Bodenentwicklung einer Niedermoorfläche im Randow – Welse – Bruch.  kologische Hefte der Landwirtschaftlich – Gärtnerischen Fakultät der Humboldt – Universität zu Berlin, H. 1; 25 – 30.
- Schaaf, W. (1992) Elementbilanz eines stark geschädigten Fichten kosystems und deren Beeinflussung durch neuartige basische Magnesium – Dünger. *Bayreuther Bodenkdl. Ber.*, 23, 169 S.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1989) Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Aufl., Stuttgart.
- Schlichting, E. und Blume, H.-P. (1966) Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Schmidt, W. (1995) Einfluß der Wiedervernässung auf physikalische Eigenschaften des Moorkörpers der Friedländer Großen Wiese. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 36, 107 – 112.
- Schmidt, W. et al. (1981) Kennzeichnung und Beurteilung der Bodenentwicklung auf Niedermoor unter besonderer Berücksichtigung der Degradierung. Fo.-Bericht d. Inst. F. Futterproduktion Paulinenaue, AdL der DDR, 124 S., Berlin.
- Schwertmann, U. (1964) Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. Zeitschr. Pflanzenernähr. D ng., Bodenkunde, 105, 194 – 202.
- Skoog, D. A. and West, D. M. (1982) Fundamentals of analytical chemistry. 4. Aufl. Holt Saunder International Edit., Japan.
- Succow, M. (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. Fischer Verlag, Jena.
- Tamm, O., Meddel, f. Statens Skogsf rs ksanst. 27,1; Stockholm 1932.; zitiert in Schlichting und Blume, 1966.
- TGL 24300/04: Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte – Moorstandorte; Leipzig, 1986.
- TGL 31222/06: Physikalische Bodenuntersuchung; Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes nach der Bohrlochmethode, 1980.
- Titze, E. (1992) Grundsätze der landwirtschaftlichen Moornutzung aus ökologischer und hydrologischer Sicht. Unveröffentl. Vortragsmanuskript, Universität Rostock.
- Trinkwasser Verordnung Bundesgesetzblatt Nr. 66: Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe, Bonn, 1990.
- Ulrich, B., Mayer, R. und Khanna, P. K. (1979) Desorption von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Solling. Schriften aus der Forstl. Fak. D. Uni. Göttingen und der Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt, 58, 290 S., Frankfurt a. Main.
- Wichtmann, W. (1999) Schilfanbau als Alternative zur Nutzungsauffassung von Niedermoores.
- Woldstedt, P. (1950) Norddeutschland und angrenzende Gebiete im Eiszeitalter. Stuttgart.
- Zeitz, J. (1991) Untersuchungen über Filtrationseigenschaften von Niedermoorböden mit Hilfe verschiedener Methoden unter Berücksichtigung der Bodenentwicklung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 32, 227 – 234.
- Zeitz, J. (1993) Zustandserfassung und Kartierung der Moorböden im Niedermoorgebiet Oberes Rhinluch als Grundlage für die Planung von standortangepa ten, umweltschonenden Nutzungsformen. Forschungsbericht im Auftrag des MUNR Forschungsber. FM/H/91-335.11/35-20, 199 S. Potsdam.
- Zeitz, J. et al. (1996) Erarbeitung von Handlungsanweisungen und Entscheidungsmatrizes für die Aktivierung von Bodenfunktionen in Niedermoores Brandenburgs und Erfassung von Grunddaten zu Verbreitung und Charakteristik der Niedermoores Brandenburgs. Forschungsabschlu bericht im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, 178 S., Potsdam.

EINFLUSS DER WIEDERVERNÄSSUNG VON STARK DEGRADIERTEM NIEDERMOORGRASLAND AUF DEN VERLAUF DER STICKSTOFF-MINERALISIERUNG

U. MÜNCHMEYER^{a,b,*}, S. ANDREAS^{b,c} und J. AUGUSTIN^b

^a ZALF e.V., Inst. f. Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung,
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg;

^b Ernst-Moritz-Arndt-Universität; Botanisches Institut,
Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald;

^c Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl für Bodenschutz und
Rekultivierung, Karl-Marx-Str. 17, 03044 Cottbus

(Eingegangen 4. März 1999; Angenommen 10. März 1999)

Der in Böden enthaltene Stickstoff liegt zu mehr als 90% in organisch gebundener Form vor. Die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz ist daher ein Prozess von besonderer ökologischer Relevanz. Geringe Veränderungen in der Intensität des Mineralisierungsprozesses können gravierende Auswirkungen auf alle nachfolgenden N-Umwandlungs- und -Austragsprozesse (Immobilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, Auswaschung) zur Folge haben. Dies gilt insbesondere für Niedermoorböden, die sehr oft bedeutend höhere Stickstoffgehalte aufweisen als Mineralböden. Schwerpunkt unserer Untersuchungen war es daher, den Einfluß der Wiedervernässung eines stark degradierten Niedermoores auf die Stickstoff-Mineralisierung zu überprüfen. Hierfür wurden mit der Beutel-Inkubationsmethode Netto-N-Mineralisierungsraten ermittelt. Verglichen mit anderen Niedermoorstandorten zeigten alle Versuchsvarianten relativ niedrige Raten ($90\text{--}200\text{ kg N}^*\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ in 0–40 cm Bodentiefe). Die überstaute Variante wies dabei höhere Netto-N-Mineralisierungsraten auf als die entwässerte Variante. Möglicherweise ist dies auf eine starke Hemmung der Nitrifikation in dem überstauten Boden zurückzuführen. Erste Untersuchungen zur Erfassung von Brutto-N-Mineralisierungsraten und anderen N-Umsetzungsprozessen unterstützen diese Vermutung und zeigen, daß durch die Wiedervernässung sehr komplexe Veränderungen in den N-Umsetzungsprozessen hervorgerufen werden.

Schlüsselwörter: Niedermoor; Wiedervernässung; Stickstoff-Mineralisierung

*Corresponding author.

The Effect of Reflooding on Nitrogen Mineralization in Strong Degraded Fen Soils

Over 90% of the Nitrogen in soils occur in organic forms. Therefore the mineralization of organic N in soils represents a process of special ecological relevance. Small changes in the intensity of this process can cause drastic changes in the availability of Nitrogen for the following transformation and loss processes (immobilization, nitrification, denitrification, plant uptake, leaching). That in particular applies for fens, since these minerotrophic organic soils often contain much higher amounts of organically combined Nitrogen than mineral soils. Therefore, in order to reach a correct assessment of the environmental impact of the reed plant cultivation on our rewetted, strong degraded fen grassland site "Biesenbrow", we mainly examined the effect of reflooding on the mineralization of organic soil N. N net mineralization rates were determined by the buried-bag method and N gross mineralization rates by the ^{15}N pool dilution technique. Compared to other fen sites all treatments showed rather small net mineralization rates ($90\text{--}200\text{ kg N}^*\text{ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ in $0\text{--}40\text{ cm}$ soil depth). On the reflooded site a higher net Nitrogen mineralization rate than on the drained site resulted. One reason seems to be a drastic reduction of nitrification (nitrate formation) in the reflooded soil. However, first investigations for N gross mineralization rates and other N transformation and loss processes refer on that changes in the N cycle of fens caused by reflooding run in a much more complex form.

Keywords: Fen; rewetting; restoration; mineralization; nitrogen

1. EINLEITUNG

Mehr als 90% des in Böden enthaltenen Stickstoffs liegt in Form organischer Verbindungen vor. Aufgrund dessen stellt die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz einen Vorgang von besonderer ökologischer Relevanz dar. So können bereits geringe Veränderungen in den N-Mineralisierungsraten die Verfügbarkeit von N für die nachgelagerten, stickstoffverbrauchenden Prozesse (z. B. Immobilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation, N-Aufnahme durch Pflanzen) und für die Freisetzung umweltbelastender N-Verbindungen wie Nitrat und des klimarelevanten Spurengases Lachgas drastisch beeinflussen (Stevenson, 1982). Dies gilt im besonderem Maße für die in Norddeutschland weit verbreiteten Niedermoore, weisen diese doch mit durchschnittlich 20 bis $120\text{ t N}^*\text{ha}^{-1}$ sehr viel höhere Gehalte an organisch gebundenem Stickstoff als Mineralböden auf (Kuntze, 1988). Inzwischen ist weitgehend gesichert, daß die mit großflächiger Entwässerung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung der Niedermoore einhergehende Beschleunigung der Torfmineralisierung neben anderen negativen Folgeerscheinungen tatsächlich die Gefahr des Austrages

umweltrelevanter N-Verbindungen stark erhöhen kann (z. B. Succow, 1988; Käding *et al.*, 1994; Augustin *et al.*, 1998). Im Gegensatz dazu gibt es über die Auswirkungen von Renaturierungsverfahren auf den Stickstoffhaushalt von degradierten Niedermooren nur wenige Informationen. Das trifft im ganz besonderen Maße für Maßnahmen der Wiedervernässung zu, die im engen Zusammenhang mit dem Vorschlag stehen, diese Standorte für Anbau von Rohrkolben, Erlen oder auch Schilf als nachwachsende Rohstoffe zu nutzen (Succow, 1997; Wichtmann und Koppisch, 1998). In Analogie zu entsprechenden Untersuchungen in Reisböden ist aber, bedingt durch den einsetzenden Sauerstoffmangel, nach erneutem Überstau mit einer deutlich veränderten Dynamik der N-Umsetzungsprozesse zu rechnen (de Datta, 1981; Ponnampuruma, 1984).

Ziel eigener Untersuchungen war es daher, als Beitrag zur Abschätzung der ökologischen Relevanz von alternativen Verfahren der Niedermoornutzung auf den Pilotflächen des DBU-Projektes "Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf..." die Auswirkungen der Wiedervernässung auf die N-Umsetzungs- und Austragsprozesse zu erfassen. Die Mehrzahl der experimentellen Arbeiten erfolgte im Rahmen eines DBU-Promotionsstipendiums (Thema: "Quantifizierung von N-Umsetzungsprozessen auf Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands"). Aufgrund des zentralen Stellenwertes für den N-Kreislauf standen Ermittlungen zur Mineralisierung des organischen Boden-N im Mittelpunkt der experimentellen Erhebungen. Zur Gewinnung umfassender Aussagen sollten neben den üblichen Bestimmungen von Netto-N-Mineralisierungsraten auch Messungen zum tatsächlichen Umfang der mineralisierten N-Mengen (Brutto-N-Mineralisierung) durchgeführt werden.

2. VARIANTEN UND METHODEN

2.1. Untersuchungsvarianten

Die dargestellten Untersuchungen erfolgten entweder unmittelbar auf der Pilotfläche des DBU-Projektes (Netto-N-Mineralisierung) oder unter Verwendung von hier entnommenen Torfsubstrates (Brutto-N-Mineralisierung). Eine eingehende standort- und bodenkundliche

Charakterisierung der Experimentalfläche und der untersuchten Torfsubstrate ist bei Gensior *et al.* (1999) zu finden. Zur Erfassung der Auswirkungen der Wiedervernässung wurde eine wiedervernässte Teilfläche (Schilfbestand) mit einem im Ausgangszustand verbliebenen Areal (= Kontrolle, stark entwässert, Saatgrasbestand) verglichen (Tab. I).

2.2. Ermittlung der Netto-Stickstoff-Mineralisierungsrate

Zur Ermittlung der Netto-N-Mineralisierungsrate im Freiland diente die sogenannte Beutel-Inkubations-Methode nach Eno (1960) und Runge (1970). Dabei wurden jeweils aus 0–20 cm bzw. 20–40 cm Tiefe Bodenproben entnommen, vor Ort homogenisiert und ein Aliquot von ca. 150 g Boden in Polyethylenbeutel (Wandstärke: 50 µm, gasdurchlässig) verpackt (5 Wiederholungen) und wasserdicht verschlossen. Im Anschluß erfolgte eine 6-wöchige Inkubation der Beutelp Proben in der Mitte des untersuchten Bodenhorizonts (in 10 cm bzw. 30 cm Tiefe). Um den Einfluß schwankender Bodenfeuchten miterfassen zu können, wurde die Beprobung in der Regel in 3-wöchigen Abständen wiederholt. Bei der Bestimmung des Gehaltes an mineralisierten, anorganischen N (Ammonium-N + Nitrat-N) im Boden (jeweils zu Beginn und zu Ende der Inkubation) kam folgendes Verfahren zur Anwendung: Extraktion von 50 g feuchtem Boden mit 200 ml 0,01M CaCl₂-Lösung, danach photometrische Bestimmung des N-Gehaltes im Extrakt mit einem Segmental Flow Analyser (Houba *et al.* 1986). Die N-Mineralisierungsrate ergibt sich aus der Differenz der zu Beginn und am Ende der Inkubationsperiode in den Proben befindlichen Gesamtmengen an mineralischen N-Verbindungen. Es

TABELLE I Untersuchungsvarianten auf der Pilotfläche des Versuches zur Niedermooranierung

TABLE I Variants of investigations on the pilot area for fen restoration

Variante	Bezeichnung	sommerlicher Grundwasserstand	Vegetation
1	Saatgras	ca. 60 cm unter GOF*	Rasenschmielen-Queckengrasland (Saatgrasland)
2	Schilf	ganzjähriger Überstau	Sukzessionsfläche mit Schilf (<i>Phragmites australis</i>)

*GOF = Geländeoberfläche.

muß jedoch betont werden, daß sich auf diese Weise nicht der tatsächliche Umfang der N-Mineralisierung (Bruttorate), sondern nur die Netto-N-Mineralisierungsrate ermitteln läßt. Denn die Inkubation in Polyethylenbeuteln verhindert zwar "Verluste" an mineralisiertem N infolge Entzug durch die Pflanzen und den N-Austrag, nicht aber durch die N-Immobilisierung und die Entstehung gasförmiger N-Verluste als Folge von Nitrifikation und Denitrifikation. Es gilt daher folgende Gleichung:

$$\text{Netto-N-Mineralisierung} = \text{Brutto-N-Mineralisierung} - \left(\text{N-Immobilisierung} + \text{gasförmige N-Verluste (Nitrifikation; Denitrifikation)} \right)$$

Ermittlung der Brutto-Stickstoff-Mineralisierungsrate

Hierbei kam die ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode nach einem bei Davidson *et al.* (1991) beschriebenen Verfahren zur Anwendung. Grundlage für die Bestimmung der Brutto-N-Mineralisierungsrate ist die durch neu mineralisierten, unmarkierten Ammonium-N bewirkte "Verdünnung" des vorher stark mit ^{15}N angereicherten (markierten) Vorrates an Ammonium-N im Boden. Der Gesamtumfang der in einem bestimmten Zeitraum mineralisierten N-Menge läßt sich dann wie folgt berechnen (Myrold und Tiedje 1986):

$$N_{\text{brutto}} = - \frac{N_{\text{NH}_4^+}}{a'_{\text{NH}_4^+}} * \Delta a'_{\text{NH}_4^+}$$

(N_{brutto} : mineralisierte Brutto-N-Menge; $N_{\text{NH}_4^+}$ bzw. $a'_{\text{NH}_4^+}$: der Mittelwert der NH_4 -N Konzentration bzw. der NH_4 - ^{15}N -Häufigkeit zwischen zwei Probenahmeterminen).

Vorgehensweise im Detail: Entnahme ungestörter Stechzylinderproben (250 cm^3 , 5–20 cm Tiefe, nur vom entwässerten Standort), Markierung des Ammonium(pools) durch Zugabe von 0,7 mg N je 100 g trockenen Bodens ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, ^{15}N -Gehalt ca. 80 atom %), danach einwöchige Inkubation bei 10°C . An jeweils 5 Stechzylindern

sind zu Beginn sowie am 1., 2., 3. und am 6. Tag der Inkubation Ammonium- und Nitrat-N-Gehalt (Extraktion mit 2M KCl, Wasserdampfdestillation nach Bremner, 1965) sowie die ^{15}N -Häufigkeit im Ammonium-N (emissionsspektrometrisch am NOI-PC 6 nach Fischer und Meier 1992) ermittelt worden.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Auf beiden Versuchsvarianten und in jeder der analysierten Bodenschichten unterlag die Netto-N-Mineralisierungsrate einer deutlichen Beeinflussung durch den Jahresgang der Witterung (Abb. 1 und 2). In der unteren Bodenschicht von 20–40 cm (Tab. II) waren in der Regel deutlich niedrigere Mineralisierungsraten als in der oberen Bodenschicht von 0–20 cm (Tab. II) zu verzeichnen. Die im Vergleich zur Gesamtmenge des organisch gebundenen Stickstoffs (ca. $20 \cdot 10^3 \text{ kg N}^* \text{ha}^{-1}$, bezogen auf Bodenschicht von 40 cm) relativ geringen jährlichen Netto-N-Mineralisierungsraten (Tab. II) deuten auf eine insgesamt geringe N-Verfügbarkeit in diesem stark degradierten Torfsubstrat hin. Im besonderem Maße gilt das für die entwässerte "Saatgras"-Variante (Tab. II). So konnten Käding *et al.* (1994) und Okruzsko (1989) auf Niedermoorgrasland mit ähnlich niedrigem Grundwasserstand immerhin jährliche Netto-N-Mineralisierungsraten von ca. $200 \text{ kg N}^* \text{ha}^{-1}$ bzw. $138\text{--}357 \text{ kg N}^* \text{ha}^{-1}$ ermitteln.

Unabhängig davon hat jedoch die Wiedervernässung zumindest in der Untersuchungsperiode fast durchgängig einen deutlichen Anstieg der Netto-N-Mineralisierungssrate auf der "Schilf"-Variante bewirkt (Abb. 1 und 2; Tab. II). Bei näherer Betrachtung der Ergebnisse wird deutlich, daß dieser Befund vor allem auf starken Veränderungen in den Beiträgen von Ammonium und Nitrat, den beiden wichtigsten anorganischen N-Formen, zur N-Mineralisierung zurückzuführen ist. Während im entwässerten (aeroben) Torf die Intensität der Netto-N-Mineralisierung vorrangig von der Nitrat-N-Bildung bestimmt wird, kommt diese Rolle im überstauten, stark anaeroben Torf (Redoxpotential: -200 mV -Gensior, 1999) der hier sehr deutlich ausgeprägten Netto-Ammonium-N-Akkumulation zu (Abb. 3). Ähnliche Erscheinungen sind bereits häufiger in rücküberstauten Reisböden beobachtet worden (Ponnamperuma, 1984; Reddy und d'Angelo 1994).

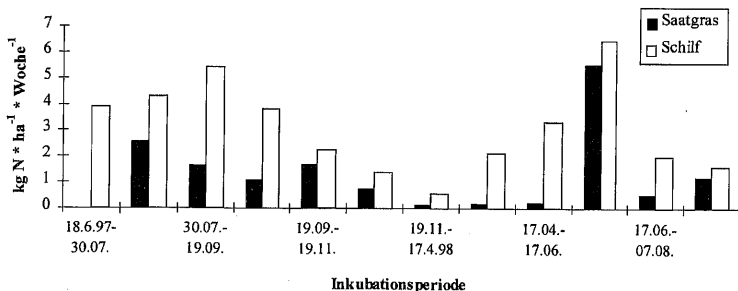


ABBILDUNG 1 Verlauf der Netto-N-Mineralisierung 1997/98 in der Bodentiefe von 0–20 cm.

FIGURE 1 Net nitrogen mineralization 1997/98 in the soil depth of 0–20 cm.

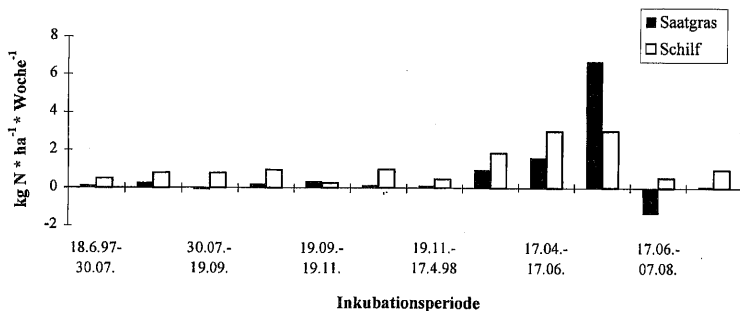


ABBILDUNG 2 Verlauf der Netto-N-Mineralisierung 1997/98 in der Bodentiefe von 20–40 cm.

FIGURE 2 Net nitrogen mineralization 1997/98 in the soil depth of 20–40 cm.

TABELLE II Gesamtumfang der Netto-N-Mineralisierungsraten für das Jahr 1997 in Abhängigkeit vom Vernässungsgrad und der Bodentiefe

TABLE II Total net nitrogen mineralization 1997 in dependence of degree of rewetting and soil depth

Variante	Netto-N-Mineralisierung in kg N * ha ⁻¹ * Jahr ⁻¹	
	0–20 cm Bodentiefe	20–40 cm Bodentiefe
Saatgras (entwässert)	59,6	32,8
Schilf (überstaut)	149,8	62,9

Zur Zeit ist aber noch weitgehend unklar, auf welche Weise der signifikante Anstieg der Ammoniumgehalte beim Übergang zu anaeroben Verhältnissen im Boden tatsächlich zustande kommt. So

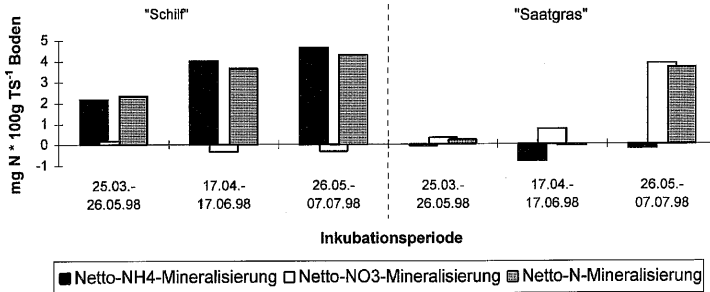


ABBILDUNG 3 Einfluß der Wiedervernässung auf den Anteil der NH_4 - und NO_3 -N-Mineralisierung am Gesamtumfang der Netto-N-Mineralisierung am Ende ausgewählter Meßzyklen.

FIGURE 3 Influence of rewetting on the portion of net ammonia and net nitrate mineralization on the total nitrogen mineralization at the end of selected incubation periods.

scheint es möglich, daß der einsetzende Sauerstoffmangel verschiedene Prozesse, bei denen Ammonium verbraucht wird (z. B. Nitrifikation, N-Immobilisierung), viel stärker hemmt als die Ammoniumneubildung durch Mineralisierung der organischen Substanz. Andererseits könnte aber nach der Überflutung die Brutto-N-Mineralisierung auch selbst deutlich beschleunigt worden sein, hervorgerufen durch ein erhöhtes Angebot an leicht abbaubarem organischen Material (vor allem von Wurzeln) nach dem Absterben der Pflanzen des Intensivgraslandes (de Datta, 1981; Ponnampuruma, 1984; Reddy und d'Angelo, 1994).

Abschließende Aussagen lassen sich dazu allerdings erst nach dem Vorliegen exakter Angaben über das Verhältnis zwischen Brutto-N-Mineralisierung und N-verbrauchenden Prozessen machen. Um dies zu erreichen, bedürfen die Messungen zur Netto-N-Mineralisierung wegen ihres begrenzten Informationsgehaltes (vgl. Varianten und Methoden) unbedingt der Ergänzung durch detaillierte Studien zur Erfassung der N-Umsetzungs- und Austragsprozesse.

Einen klaren Beleg für diese Forderung stellen die Ergebnisse des Inkubationsversuches dar, der unter Verwendung der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode an ungestörten Bodenproben der entwässerten Versuchsvariante "Saatgras" ausgeführt wurde. So lag die tatsächlich mineralisierte N-Menge (Brutto-N-Mineralisierung) zu allen Probenahmeterminen um ein vielfaches höher als die mit der Netto-N-

Methode erfaßte Menge an Mineral-N. Darüber hinaus fiel die Netto-N-Mineralisierung anders als die Brutto-N-Mineralisierung zu Versuchsende hin auch noch deutlich ab (Abb. 4). Wichtigster Ansatzpunkt zur Erklärung der Diskrepanz zwischen dem Verlauf von Brutto- und Netto-N-Mineralisierung ist der Befund, daß die Netto-N-Mineralisierungsrate, ähnlich wie schon bei den Freilanduntersuchungen beobachtet (Abb. 3), im entwässerten Torf maßgeblich von Nitrat als der hier klar dominierenden Form anorganischen Bodenstickstoffs bestimmt wird. Offensichtlich läuft hier, anders als im überstauten Substrat, die Umsetzung des frisch mineralisierten Ammoniums zu Nitrat (= Nitrifikation) sehr schnell ab. In ähnlicher Weise scheint dies für den sich anschließenden Prozeß der Umwandlung von Nitrat in die gasförmigen Verbindungen N_2O (Lachgas) und N_2 (= Denitrifikation) zu gelten. Es spricht daher einiges dafür, daß die bei der Netto-N-Methode festgestellte Unterschätzung der N-Mineralisierung auf den raschen Abbau des im Boden befindlichen Nitratvorrates durch Denitrifikation zurückgeht (Davidson *et al.*, 1991). Von besonderer ökologischer Relevanz wäre hierbei die mit den Prozessen der Nitrifikation und der Denitrifikation verbundene Bildung des klimarelevanten Spurengases Lachgas. Wie entsprechende eigene Emissionsmessungen auf den Flächen des Pilotversuches jedoch ergaben, sind sowohl die entwässerte Graslandvariante als auch die überflutete Schilfvariante im Vergleich zu anderen Niedermoorstandorten als

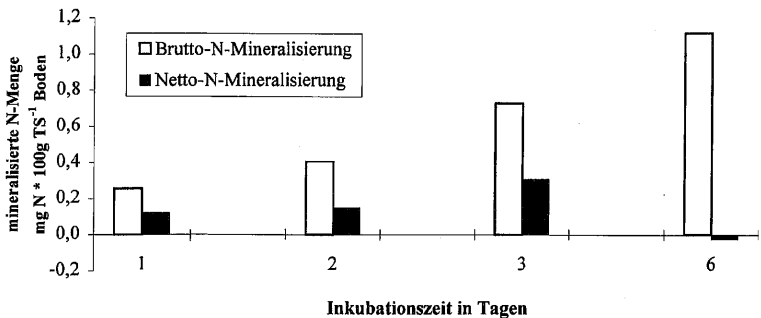


ABBILDUNG 4 Verlauf der Brutto- und Netto-N-Mineralisierung in ungestörten Bodenproben von der Variante "Saatgras" (entwässert).

FIGURE 4 Gross and net nitrogen mineralization in undisturbed soil samples from the "Saatgras"-variant (drained).

extrem schwache Lachgasquellen anzusehen ($0,05-0,1 \text{ kg N}_2\text{O-N*ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, Münchmeyer und Augustin 1998). Nachfolgende Untersuchungen sollen deshalb Aufschluß darüber geben, ob nicht der größte Teil des Nitrat-N im Verlauf der Denitrifikation sofort in das unschädliche Gas N_2 umgewandelt wird. Weiterhin gilt es aber unter Zuhilfenahme der ^{15}N -Tracertechnik auch zu ermitteln, welche Bedeutung der N-Immobilisierung beim Verbrauch frisch mineralisierten Stickstoffs (Davidson *et al.*, 1991) im Niedermoortorf zukommen kann.

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Wie aus den Untersuchungen klar hervorgeht, führte die Rücküberflutung des degradierten Niedermoors der Pilotfläche zu erheblichen Veränderungen in der Dynamik der N-Umsetzungsprozesse, insbesondere der Netto-N-Mineralisierung im Boden. Dennoch kann eingeschätzt werden, daß sich mit dieser Maßnahme die Gefahr des unkontrollierten Austrages von solchen umweltbelastenden N-Verbindungen wie Nitrat und Lachgas aus den N-reichen Niedermooren mittel- und langfristig deutlich verringern läßt. Ein wichtiger Beleg dafür ist die im überstauten Niedermoor einsetzende Akkumulation von Ammonium. Ursache dessen dürfte die Hemmung der der N-Mineralisierung nachgelagerten Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation sein, der beiden Vorgänge, in deren Verlauf die genannten umweltbelastenden N-Verbindungen erst entstehen. Abschließende Aussagen hierüber sind allerdings erst nach längerfristigen Studien möglich, die die exakte Erfassung aller wichtigen N-Umsetzungs- und Austragsprozesse (Brutto-N-Mineralisierung, Immobilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Ammonium- und Nitrataustrag) zum Ziel haben. Hierbei muß aber unbedingt auch die Wirkung von speziell an anaerobe Bodenverhältnisse angepaßter Röhrichtpflanzen auf die N-Transformationen beachtet werden. So rief unter anderem Schilf in Modellversuchen mit überstautem Niedermoortorf eine Beschleunigung des Denitrifikationsprozesses und des Austrages gasförmiger N-Verbindungen (N_2O und N_2) hervor (Münchmeyer *et al.*, 1999).

Danksagung

Für die technische Unterstützung bei den Labor- und Feldarbeiten sei Frau B. Snelinski, Frau S. Remus und Herrn L. Steffens ganz herzlich gedankt.

Literatur

- Augustin, J., Merbach, W., Steffens, L. and Snelinski, B. (1998) Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands, *Agrobiol. Research.*, **51**, 47–57.
- Bremner, J. M., Inorganic forms of Nitrogen. In: Black, C. A. *et al.* (Eds.): Methods of soil analysis, *American Soc. of Agronomy*, **2**, 1172–1232, Madison, Wisconsin, 1965.
- Davidson, E. A., Hart, S. C., Shanks, C. A. and Firestone, M. K. (1991) Measuring gross mineralization, immobilization and nitrification by ^{15}N isotopic pool dilution in intact soil cores, *J. of Soil Sci.*, **42**, 335–349.
- De Datta, S. K. (1981) Chemical changes in submerged rice soils. In: De Datta, S. K. (Ed.): Principles and practices of rice production. John Wiley & Sons, New York, pp. 89–145.
- Eno, F. (1960) Nitrate production in the field by incubation the soil in polyethylene bags. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **24**, 277–279.
- Fischer, H. and Meier, G. (1992) ^{15}N -Isotopenmessung mit dem Emissionsspektrometer NOI-6PC, *Isotopes Environ. Health Stud.*, **28**, 96–100.
- Gensior, A. und Zeitz, J. (1999) Einfluß einer Wiedervernässung auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoors, *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (diese Ausgabe).
- Houba, V. J. G., Novozamsky, I., Huybregts, A. W. M. and Van der Lee, J. J. (1986) Comparison of soil extractions by 0,01 M CaCl_2 by EUF and by some conventional extraction procedures, *Plant and Soil*, **96**, 433–437.
- Käding, H., Petrich, G., Schallitz, G. und Leipnitz, W. (1994) Untersuchungen zum N-Kreislauf während der Vegetationsperiode von Niedermoorgrünland, *Arch. Acker-Pfl. Bodenk.*, **38**, 315–322.
- Kuntze, H. (1988) Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung, *Telma*, **18**, 61–72, 277–280.
- Münchmeyer, U. and Augustin, J. (1998) Netto-N-Mineralisierung und N_2O -Emissionen auf unterschiedlich genutzten Niedermoorstandorten in Nordostdeutschland, *Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesellschaft*, **88**, 35–38.
- Münchmeyer, U., Augustin, J., Russow, R. and Merbach, W. (1999) Untersuchungen zum Einfluss von Röhrichpflanzen auf N-Umsetzungsprozesse in Niedermoorböden. In: Merbach, W. (Ed.): Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig. (im Druck).
- Myrold, D. D. and Tiedje, J. M. (1986) Simultaneous estimation of several Nitrogen cycle rates using ^{15}N : theory and application, *Soil Biology and Biochemistry*, **18**, 559–568.
- Okruzsko, H. (1989) Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorbodenentwicklung, Ergebnisse eines langjährigen Feldversuches, *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **30**, 167–176.
- Ponnamperuma, F. N. (1984) Effects of flooding on soils. In: Kozlowski, T. T. (Ed.): Flooding and plant growth. Academic Press Inc., Orlando, San Diego, pp. 9–128.
- Reddy, K. R. and D'Angelo, E. M. (1994) Soil processes regulating water quality in wetlands. In: Mitsch, W. J. (Ed.): Global wetlands: Old world and New. Elsevier Science B.V., Amsterdam, pp. 309–324.

- Runge, M. (1970) Untersuchungen zur Bestimmung der Mineral-Stickstoff-Nachlieferung am Standort, *Flora*, **159**, 233–257, Leipzig.
- Stevenson, F. J. (1982) Organic forms of Nitrogen. In: Stevenson, F. J. (Ed.): Nitrogen in agricultural soils, American Soc. of Agronomy, Madison, Wisconsin, Monograph Nr. **22**, 67–122.
- Succow, M. (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. 1. Auflage, Urania Verlag, Jena, 340 S.
- Succow, M. (1997) Nutzung, Nutzen und zukünftige Nutzbarkeit von Niedermooren, Studien und Tagungsberichte, Landesumweltamt Brandenburg, Bd. **11**, 59–67.
- Wichtmann, W. and Koppisch, D. (1998) Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands, *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **39**, 162–168.

SANIERTE NIEDERMOORE UND WEITERGEHENDE ABWASSERREINIGUNG

ACHIM SCHÄFER* und WENDELIN WICHTMANN

*Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Lehrstuhl für
Landschaftsökonomie, Grimmer Straße 88, 17487 Greifswald*

(Eingegangen 3. März 1999; Angenommen 12. März 1999)

Die übliche Praxis der Abwasserreinigung besteht darin, geklärte Abwässer direkt in die Vorflut einzuleiten und diese mit noch enthaltenden Stoffen zu belasten. Mit dem Einsatz von gereinigtem Abwasser (Klarwasser) für die Wiedervernässung von Niedermooren wird gleichzeitig eine Retention von Nährstoffen und die Stabilisierung des Landschaftswasserhaushaltes angestrebt. Die EU-Richtlinie zur Behandlung kommunalen Abwassers schreibt, neben der Wiederverwendung von Abwasser, einzuhaltende Parameter für die Nährstoffelimination und gezielte Fristen für die Umsetzung vor. In den ländlichen Regionen Brandenburgs besteht weiterer Handlungsbedarf für Kommunen unter 10.000 Einwohner. Da in dieser Größenordnung eine weitergehende Abwasserreinigung nicht vorgesehen ist, kann zur Verringerung diffuser Belastungen der Gewässer eine über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehende Reinigung der Abwässer durch die Niedermoore erfolgen.

Schlüsselwörter: Sanierung degradiertier Niedermoore; weitergehende Abwasserreinigung; Landschaftswasserhaushalt; Denitrifikation; ökologische Leistungen

Restored Fen Peatlands and Sewage Treatment

Normally, cleared sewage, which still contains various nutrients and pollutants is directly introduced into surface waters. The use of cleared sewage for rewetting fens aims at both nutrient retention and fen restoration. Besides the re-use of cleared sewage, the EU-guidelines for sewage management also dictate parameters for nutrient elimination and deadlines for putting the guidelines into effect. In the rural area of Brandenburg (NE Germany), in communities under 10.000 people, action still has to be undertaken. Because an intensified normal sewage clearing is not foreseen for such small

*Corresponding author. Tel.: +49 3834 86 4118; Fax: +49 3834 86 4107; e-mail: schaefer@mail.uni-greifswald.de

communities, a decrease in the diffuse pollution and eutrophication of surface waters can be achieved through fen-based cleaning of these sewage, that even surpasses legal demands.

Keywords: Restoration of degraded fens; sewage treatment; landscape water management; denitrification; nature services

1. EINFÜHRUNG

Die Niedermoore Norddeutschlands befinden sich in einem allgemein beklagenswerten Zustand. Aufgrund der Meliorationsmaßnahmen und der anschließenden Nutzungsintensivierung in den Talmooren und ihren Einzugsgebieten kam es zu einer starken Moorsackung. Diese Entwicklung ist mit Begleiterscheinungen wie der starken Belastung von Atmosphäre und Grundwasser durch die Abbauprodukte sowie mit einem weitgehenden Verlust der Funktionen, die naturnahe Niedermoore in der Landschaft ursprünglich einnahmen, verbunden.

Als möglicher Ausweg aus dieser Situation wird, zunächst mit dem Ziel der Beendigung dieser degradierenden Prozesse, eine umfassende Wiedervernässung dieser Standorte gesehen. Eine solche Sanierung (Restitution) sollte möglichst mit der Etablierung einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung verbunden sein. Durch ein erneutes Torfwachstum können gleichzeitig die wichtigsten Funktionen (Produktions-, Regulations-, Informationsfunktion) intakter Moore gewährleistet werden. Die Vernässungsintensität und damit die Wirksamkeit der Revitalisierungsmaßnahme ist von dem aktuellen Wasserdargebot abhängig. Dieses ist heute deutlich geringer als zu den Zeiten des Moorbwachstums und durch verschiedene "Konkurrenten" stark eingeschränkt. Daher ist es erforderlich, jede potentiell zur Verfügung stehende Quelle für die Wiedervernässung, also auch gereinigte Abwässer, zu verwerten.

Die übliche Praxis bei konventionellen Kläranlagen besteht darin, geklärte Abwässer direkt in die Vorflut einzuleiten und diese mit noch enthaltenden Stoffe zu belasten. Als Alternative soll hier die Möglichkeit aufgeführt werden, das gereinigte Abwasser (Klarwasser) zur Wiedervernässung einer Niedermoorfläche zu verwerten. Eine landwirtschaftliche Nutzung der wiedervernässten Flächen ist weiterhin möglich, indem die aufwachsende Biomasse als nachwachsender Rohstoff

abgeschöpft wird (Wichtmann und Koppisch, 1998). So kann zum Beispiel Schilf (*Phragmites australis*) zur stofflichen oder energetischen Verwertung genutzt werden (Schäfer, 1999). Durch eine Wiederverwendung der Abwässer leisten diese einen Beitrag für die Wiedervernässung. Gleichzeitig wird eine regionale Stabilisierung des gestörten Landschaftswasserhaushaltes und eine Verbesserung der Gewässerqualität erreicht.

Der gesellschaftliche Nutzen naturnaher Niedermoore und des weitgehend stabilisierten Landschaftswasserhaushaltes besteht vor allem in der wiederhergestellten Retentionsfunktion für Nähr- und Schadstoffe. Ökonomisch relevante Leistungen können bei einer weitergehenden Reinigung häuslicher und kommunaler Abwasser erbracht werden.

Außer den naturwissenschaftlichen Grundlagen sind auch die zu berücksichtigenden technischen und institutionellen Randbedingungen des Ausgangszustandes von Relevanz. Insbesondere bei einer flächenhaften Übertragung des Konzeptes ist der konkrete Sachverhalt zu überprüfen. Im Einzelfall müssen die in Frage kommenden Alternativen beschrieben und einer ökonomischen Bewertung unterworfen werden. Zu klären ist beispielsweise, ob bereits flächendeckend den gesetzlichen Mindestanforderungen entsprechende Abwasserreinigungsanlagen vorhanden sind und ob ein Anschluß an diese Anlagen aus ökonomischer Sicht sinnvoll ist.

2. ÖKOLOGISCHE LEISTUNGEN DER NIEDERMOORE

Die Niedermoore hatten einst verschiedene Funktionen in der Landschaft: sie waren Wasserspeicher und natürliche Senken für Nährstoffe. Sie wurden sporadisch durch Beweidung oder Streunutzung bewirtschaftet. Durch die jahrhundertelange Trockenlegung für die landwirtschaftliche Produktion wurde der ursprünglich stabilisierende Einfluß intakter Niederungsgebiete auf den Landschaftswasserhaushalt und die regulierende beziehungsweise filternde Wirkung auf im zufließenden Grundwasser zugeführte gelöste Stoffe erheblich beeinträchtigt.

Die ökologischen Folgen der anthropogenen Eingriffe zur Ermöglichung der intensiven landwirtschaftlichen Produktion auf den

Landschaftswasserhaushalt sind an anderer Stelle ausführlich dargestellt und werden daher hier nicht weiter vertieft:

- Beeinflussung der Grundwasserdynamik (Scholle und Schrautzer, 1993),
- Beeinträchtigung der Grundwasserqualität (Behrendt *et al.*, 1993; Van Wirdum, 1993),
- Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) im Oberboden (Kuntze, 1988),
- Stoffausträge in Oberflächengewässer (Hendriks, 1993; Scheffer, 1994),
- Verlust der Wasserrückhalte- und Speicherfunktion (Leonardson *et al.*, 1994).

2.1. Sanierungsbedarf aus wasserwirtschaftlicher Sicht

Eine Restitution der Niedermoore wird durch eine Wiedervernässung der degradierten Flächen eingeleitet (Blankenburg, 1995; Harter und Luthart, 1997). Durch anhaltende zivilisatorische Eingriffe ist das aktuelle Wasserdargebot eingeschränkt. Neben der Trinkwasserentnahme sind weit Eingriffe in die Hydrologie der Einzugsgebiete der Moore zu nennen. Hierzu zählen beispielsweise Versiegelungen und Dränungen mit einer direkten Ableitung von Niederschlägen in die Gewässer, sowie Aufforstungen, die eine Verminderung der Grundwasserneubildung zur Folge haben. Eine Wiedervernässung der nordostdeutschen Niedermoore ist weitgehend möglich, indem die Wasserüberschüsse des Winterhalbjahres zurückgehalten und nicht vorzeitig aus dem Gebiet abgeführt werden (Dietrich *et al.*, 1996). Aufgrund der stark ausgeprägten negativen klimatischen Wasserbilanz in Nordostdeutschland erscheint es geboten, alle in Frage kommenden Wasserquellen zu nutzen.

Eine Wiedervernässung beziehungsweise Sanierung von Niedermooren unter Verwendung von gereinigten Abwässern (Klarwasser) ist bisher nicht bekannt. Zur Sanierung des Landschaftswasserhaushalts mit Klarwasser gibt es in Deutschland allerdings viele Beispiele. So werden traditionell Klarwässer zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen eingesetzt. Auf dem Berliner Rieselfeld Karolinenhöhe

wird die Verrieselung von Klarwässern zur Verbesserung des Wasserhaushaltes und der Gewässerökologie vorgenommen (Melsheimer, 1997). In Braunschweig werden kommunale und Industrie-Klarwässer auf 3000 ha landwirtschaftliche Nutzfläche verbracht (Melsheimer, 1997). Der Abwasserverband Braunschweig leitet einen Teil der gereinigten Abwässer über ehemalige Rieselfelder in den Aue-Oker-Kanal ein. Die Rieselfeldtafeln werden hierbei durch ein künstlich geschaffenes Mändersystem durchströmt (Abwasserverband Braunschweig, 1995). Das genehmigungsrechtliche Antragsverfahren stuft das zwischen Klärwerksabfluß und Aue-Oker-Kanal eingerichtete Mändersystem auf ehemaligen Rieselfeldflächen als Teil der Abwasserbehandlungsanlage ein.

Von Seiten der Kläranlagenbetreiber werden große Potentiale der Verwertung von Klarwasser zur Vernässung von Mooren gesehen. Die Wiedervernässung von Niedermooren mit 10 bis 20% der Berliner Klarwässer ist durch die Berliner Wasserbetriebe geplant, nachdem die Machbarkeit im Auftrag des Landesumweltamts Potsdam festgestellt wurde (Schmidt *et al.*, 1996; Schulze, Berliner Wasserbetriebe am 24.4.97 auf der Tagung "Wasserkrise in Berlin/Brandenburg"). Eine konkrete Planung zur Wiedervernässung eines Niedermoores mit Klarwasser besteht bereits für die Verwertung der Abläufe der städtischen Kläranlage Stavenhagen (Hering, OIKOS, mündlich 4.9.98 in Rostock).

2.2. Retentionsvermögen der Niedermoore für Nährstoffe

Durch Reduktions-, Fällungs- und Sorptionsprozesse sowie durch Pflanzenaufnahme werden die im geklärten Abwasser noch enthaltenen Nährstoffe (Nitrat, Phosphat) im Niedermoor weiter verringert (weitergehende Abwasserreinigung). Somit kann eine über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehende Reinigung des Abwassers, insbesondere die Elimination von Nitrat-Stickstoff durch Denitrifikation, gewährleistet werden. Da es sich bei der Wiedervernässung von Niedermooren mit Klarwasser um ein Konzept der weitergehenden Abwasserbehandlung handelt, wird davon ausgegangen, daß eine weitgehende Nitrifikation bereits in der Kläranlage erfolgt ist, so daß

so wenig Ammoniumstickstoff wie möglich in den Moorkörper gelangt. Durch die Torfakkumulation erfolgt eine dauerhafte Speicherung von Kohlenstoff und Nährstoffen (N, P). Ferner kann durch die Mahd des Aufwuchses zusätzlich ein Entzug von Kohlenstoff, daneben aber auch nicht zu vernachlässigender Nährstoffmengen (N, P) erfolgen. Anhand von Literaturangaben können die einzelnen Größen überschlägig abgeschätzt werden:

In natürlichen Niedermooren findet unter anaeroben Bedingungen eine Denitrifikation statt (zum Stickstoffkreislauf in Niedermoorböden vergleiche beispielsweise Mitsch und Gosselink 1993: 128 ff.). Dabei können verschiedene Reaktionsprodukte wie Nitrit (NO_2^-) und gasförmiger Stickstoff (N_2) entstehen. Unter ungünstigen Bedingungen kann jedoch auch keine vollständige Denitrifikation ablaufen und statt dessen das klimarelevante Distickstoffoxid (N_2O) entstehen (Bever *et al.*, 1995: 117 ff.). Dies kann allerdings bei Kläranlagen ebenso erfolgen. Damit eine wirkungsvolle und vollständige Denitrifikation durch Niedermoore erreicht werden kann, sind entsprechende Aufenthaltszeiten sicherzustellen. Messungen in gesättigten Drän- und Grundwasserzonen zeigten, daß aufgrund der limitierten C-Verfügbarkeit in tieferen Aquiferen die Denitrifikationsvorgänge langsamer ablaufen. Bei oberflächennahen Grundwasserständen konnten enorm hohe Nitratabbauraten nachgewiesen werden (Trudell *et al.*, 1986; Wichtmann, 1994). Mit einem vollständigen Nitratabbau ist vor allem dann zu rechnen, wenn die Wurzeln Kontakt mit dem Grundwasser haben (Drechsler, 1992; Spatz *et al.*, 1992); was bei intakten Niedermooren der Fall ist.

In der Literatur existieren eine Vielzahl von Angaben zur durchschnittlichen Akkumulationsrate von Torf. Die Unterschiede in den Angaben beruhen neben den unterschiedlichen regionalen Gegebenheiten auch auf unterschiedlichen Schätzmethoden. Vorsichtige Datierungen mittels der Pollenanalyse lassen vermuten, daß der durchschnittliche Torfzuwachs intakter Niedermoore in gemäßigten Klimabereichen zwischen $0,5$ und 1 mm a^{-1} beträgt (Lappalainen, 1996). Bei einer Rohdichte des Torfes von etwa 50 g l^{-1} (Kuntze, 1993: 699) entspricht dies einem Zuwachs von 250 bis $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an organischer Trockensubstanz. Die mittleren Stickstoffgehalte betragen bei Niedermoortorf mehr als $2,5\%$ der Trockensubstanz. In den kalkreichen weichseleiszeitlichen Endmoränengebieten kann dieser

Anteil über 4% liegen. Bei Phosphor beträgt der Anteil etwa 0,04% der Trockensubstanz (Kuntze, 1993). Bei dem oben genannten Torfwachstum bedeutet dies, daß jährlich zwischen 6 und 20 kg N ha⁻¹ und 0,1 bis 0,2 kg P ha⁻¹ dauerhaft im Niedermoor festgelegt werden.

2.3. Schilfproduktion

Über die Speicherfunktion der Niedermoores für Nährstoffe hinaus kann durch die winterliche Mahd der Schilfbiomasse ein Nährstoffentzug erfolgen. Eine quantitative Abschätzung ist abhängig von der jährlich entzogenen Trockensubstanz der Halme. Im Durchschnitt können jährlich zwischen 6 und 12 t TS ha⁻¹ geerntet werden. Gezielte Untersuchungen zu den Auswirkungen einer Wintermahd auf den Nährstoffhaushalt wurden an den Seeuferföhrlichten des Bodensee-Untersees durchgeführt. Dort wurden insgesamt etwa 10 t TS ha⁻¹ geschnitten. Der Schnitt erfaßte etwa 90% der abgestorbenen Halme und etwa 50% der abgefallenen Blätter sowie einen Teil der Streuauflage (etwa 20%). In den Halmen sind etwa 34,5 kg N_t ha⁻¹ und 1 kg P_t ha⁻¹ enthalten, die bei regelmäßiger Mahd jährlich abgeschöpft werden können (Ostendorp, 1997). Durch Torfbildung und Mahd beläuft sich die Retentionsleistung für Nährstoffe auf 20 bis 60 kg N und 0,7 bis 1,4 kg P ha⁻¹ a⁻¹.

3. RAHMENBEDINGUNGEN DER ABWASSERREINIGUNG, RESTRIKTIONEN UND MÖGLICHKEITEN

Zu den Rahmenbedingungen der Abwasserreinigung gehören in erster Linie die rechtlichen Grundlagen, welche in den Regelungen der europäischen Union, des Bundes und der einzelnen Länder verankert sind. Darüber hinaus sind auch die Entwicklungen der jüngeren Vergangenheit zu berücksichtigen. Durch die Abwasserpolitik der vergangenen Jahre sind – insbesondere in den neuen Bundesländern – erhebliche Investitionen zur Errichtung neuer Abwasserreinigungsanlagen getätigt worden.

Die EU-Anforderungen an die kommunale Abwasserentsorgung sind in Tabelle I dargestellt. Neben den einzuhaltenden Parametern

TABELLE I EU-Anforderungen an die kommunale Abwasserentsorgung
TABLE I EU-standards for municipal sewage disposal

"Normalgebiet"		CSB $\leq$ 125 mg/l (75%)	
		BSB ₅ $\leq$ 25 mg/l (70–90%)	
"Empfindliche Gebiete"		Zusätzlich Nährstoffelimination (N, P)	
	Jahresmittlere Konzentration bei 10 ⁴ bis 10 ⁵ EW	> 10 ⁵ EW	prozentuale Verringerung
Gesamt-P	2 mg/l	1 mg/l	80%
Gesamt-N	15 mg/l	10 mg/l	70–80%
Fristen	Kommunale Abwasserentsorgung	Betroffene Gemeinden	
31.12.1998	Kanalisation und weitergehende Abwasserbehandlung (P- und N-Elimination)	alle Gemeinden > 10.000 EW in empfindlichen Gebieten	
31.12.2000	Kanalisation biologische Abwasserbehandlung	alle Gemeinden > 15.000 EW alle Gemeinden > 10.000 EW	
31.12.2005	Kanalisation biologische Abwasserbehandlung geeignete Abwasserbehandlung	alle Gemeinden > 2.000 EW alle Gemeinden > 2.000 EW alle Gemeinden < 2.000 EW an Binnengewässern und Ästuaren sowie alle Gemeinden < 10.000 EW an Küstengewässern	

Quelle: EU-Richtlinie 91/271 – Behandlung kommunalen Abwassers.

(vergleiche hierzu auch Pöpel, 1997) werden gezielte Fristen für die Umsetzung vorgeschrieben. Hinsichtlich der Anforderungen an die Reinigungsleistung von Kläranlagen unterscheidet die EU-Richtlinie sogenannte "Normalgebiete" und "Empfindliche Gebiete".

In der "Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlage des Abwasserabgabengesetzes" vom 21. März 1997 (BGBl. 1997, Teil I Nr. 19, S. 566) werden die europarechtlichen Anforderungen an den Gewässerschutz weiter konkretisiert. In Anhang 1 der Verordnung "Häusliches und kommunales Abwasser" sind die spezifischen Anforderungen für häusliche Abwässer geregelt. In der Tabelle II sind die aufgeführten Begrenzungen für die Parameter (CSB, BSB₅, Ammoniumstickstoff (NH₄-N), Stickstoff gesamt (N_{ges}), und Phosphor gesamt (P_{ges}) für die Größenklassen 1 bis 5 aufgelistet.

Die Wirkungen von Kläranlagenabläufen an der Einleitungsstelle und somit auf den Nährstoffhaushalt des Gewässers hängen in erster

TABELLE II Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle
TABLE II Standards for sewage into surface water

Proben nach Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}
	mg l ⁻¹ <i>Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden- Mischprobe</i>				
Größenklasse 1: < 60 kg d ⁻¹ BSB 5 (roh)	150	40	—	—	—
Größenklasse 2: 60 bis 300 kg d ⁻¹ BSB 5 (roh)	110	25	—	—	—
Größenklasse 3: 300 bis 600 kg d ⁻¹ BSB 5 (roh)	90	20	10	—	—
Größenklasse 4: 600 bis 6.000 kg d ⁻¹ BSB 5 (roh)	90	20	10	18	2
Größenklasse 5: > 6.000 kg d ⁻¹ BSB 5 (roh)	75	15	10	18	1

Die Anforderungen gelten für Ammoniumstickstoff und Stickstoff, gesamt, bei einer Abwassertemperatur von 12°C und größer im Ablauf des biologischen Reaktors der Abwasserbehandlungsanlage. An die Stelle von 12°C kann auch die zeitliche Begrenzung vom 1. Mai bis 31. Oktober treten. In der wasserrechtlichen Zulassung kann für Stickstoff, gesamt, eine höhere Konzentration bis zu 25 mg l⁻¹ zugelassen werden, wenn die Verminderung der Gesamtstickstofffracht mindestens 70 vom Hundert beträgt. Die Verminderung bezieht sich auf das Verhältnis der Stickstofffracht im Zulauf zu derjenigen im Ablauf in einem repräsentativen Zeitraum, der 24 Stunden nicht überschreiten soll. Für die Fracht im Zulauf ist die Summe aus organischem und anorganischem Stickstoff zugrunde zu legen.

Quelle: Bundesgesetzblatt Jahrgang 1997 Teil I Nr. 19: 574.

Linie von der Reinigungsleistung der Anlagen, den eingeleiteten Frachten, der Größe und dem Abflußverhalten der Vorflut ab. Besondere Anforderungen an die Leistungsfähigkeit einer Kläranlage ergeben sich im Bereich leistungsschwacher Vorfluter. In der Praxis der Abwasserreinigung existieren vielfältige Kombinationsmöglichkeiten, die dem Anspruch einer weitergehenden N- und P-Elimination genügen (vergleiche hierzu ausführlich Bever *et al.*, 1995: 123 ff.). Zum Stand der Technik kann allgemein festgehalten werden, daß eine Nitrifikation in jeder Belebungsanlage erfolgen kann. Die Denitrifikation hingegen erfordert besondere Anforderungen an das Verfahren; so ist insbesondere bei Tropfkörperverfahren die N-Elimination durch Denitrifikation noch nicht optimal ausgereift. Für den Abbau der sauerstoffzehrenden organischen Schmutzstoffe stehen dagegen ausgereifte Verfahren, die durch einen hohen Wirkungsgrad gekennzeichnet sind, zur Verfügung (Mudrak und Kunst, 1994: 193).

Etwas anders sieht die Situation bei Klein- und kleinen Kläranlagen aus. Die Leistungsfähigkeit und Betriebssicherheit dieser Anlagen erscheint im Vergleich zu größeren Anlagen weniger gesichert, so daß hier mit einer verstärkten Schmutzfrachtemission zu rechnen ist. Für den Fall, daß eine Nitrifikation gefordert wird, werden, wegen des unproblematischen Betriebs, im Bereich der kleinen Anlagen häufig Belebungsanlagen mit simultaner anaerober Schlammstabilisierung eingesetzt. Bei entsprechender Prozeßführung ist bei Festbett-beziehungsweise kombinierten Verfahren (z. B. Scheibentauchkörper) eine weitgehende Stickstoffeliminierung möglich (Schürmann, 1998).

Obwohl hierzulande den naturnahen Verfahren lange Zeit mit großer Skepsis begegnet wurde, sind sie aufgrund ihres Leistungsvermögens mittlerweile anerkannt und gehören zum Stand der Technik (Wissing, 1995; Höppner und Andritschke, 1998). Eine Gegenüberstellung verschiedener Abwassereingungsverfahren macht deutlich, daß die Reinigungsleistung für Anschlußgrößen bis etwa 5.000 EW bezüglich der Mindestanforderungen für organische Stoffe durchgehend einhaltbar, bezüglich der Nährstoffe jedoch nur als gering bis mäßig einzustufen ist (ATV 1997 Arbeitsblatt A 200). Neuere Forschungen gelangen zu dem Ergebnis, daß insbesondere bei Pflanzenbeeten mit entsprechender Bemessung eine gezielte N-Eliminierung erfolgen kann (Geller, 1998; Platzer, 1998) und die gesetzlichen Anforderungen in allen Größenklassen mühelos erfüllt werden können. Durch die Erfüllung der EU-Anforderungen sind die potentiell erschließbaren Handlungsspielräume in Gemeinden > 10.000 EW bereits ausgeschöpft. Im ländlichen Raum hingegen besteht nach den EU-Anforderungen ein immenser Nachholbedarf (vergleiche Tab. I). Ein flächendeckender Anschluß ist dort nur mit einem hohen Investitionsaufwand erreichbar. Hier bietet sich durch die Einbeziehung der Niedermoorflächen eine integrierte Lösungsmöglichkeit an, die nicht nur mit geringeren Kosten verbunden, sondern auch ökologisch verträglicher ist. Trotz der niedrigeren Anforderungen an kleine und Kleinkläranlagen könnten somit insgesamt deutlich bessere Ablaufwerte als bei den hohen Anforderungen der Anlagen der Größenklasse 5 erzielt werden (vergleiche Tab. II). Auch bei den größeren Anlagen (Größenklasse 3 bis 5) kann durch eine Integration der Niedermoore in den Reinigungsprozeß eine deutliche Entlastung der Vorflut erreicht werden.

4. SITUATION DES GEWÄSSERSCHUTZES UND DER ABWASSERENTSORGUNG IN BRANDENBURG

Mit etwa 10.000 Standgewässern und 32.000 km Wasserläufen gehört Brandenburg zu den gewässerreichsten Ländern der Bundesrepublik. Etwa 30 Prozent der Gewässer sind stark bis sehr stark belastet. Als Ursachen werden die jahrzehntelange Vernachlässigung der Abwasserreinigung und die diffusen Nährstoffeinträge genannt (MUNR, 1996).

In Brandenburg gibt es 314 Kläranlagen, davon entsprechen 197 den gesetzlichen Anforderungen. Der technische Zustand zahlreicher Anlagen wird als unzulänglich bezeichnet. Als Folge hiervon sind vor allem Grundwasserbeeinträchtigungen durch undichte Anlagen und Defizite bei der ordnungsgerechten Entsorgung der Abwässer und Schlämme zu nennen. In 73 der 102 Kläranlagen über 5.000 EW erfolgt die gesetzlich vorgeschriebene Nährstoffreduzierung. Während der Anschlußgrad 1990 bei etwa 53,5% lag, sind heute etwa 62% der Bevölkerung an kommunale Abwasserbehandlungsanlagen angeschlossen. Im Jahresbericht der Wasserwirtschaft geht das zuständige Ministerium davon aus, daß bis Ende 1998 die Termine der EU-Richtlinie bis auf wenige Ausnahmen erfüllt werden. Von den 130 größeren Kläranlagen Brandenburgs über 2000 EW erfüllen "nur" knapp 60% die gesetzlichen Anforderungen. Bei den Anlagen über 10.000 EW trifft dies auch für die vorgeschriebene Nährstoffreinigung zu (MUNR, 1998).

In zahlreichen Orten Brandenburgs besteht immer noch ein Handlungsbedarf beim Kanalnetz- und Kläranlagenbau. Etwa die Hälfte der Bevölkerung lebt in Orten mit weniger als 10.000 Einwohnern, rund 80% aller Kommunen haben weniger als 500 Einwohner. Es wird erwartet, daß in Zukunft in zahlreichen ländlichen Bereichen die Bevölkerung weiter zurückgeht. Aufgrund der langen Kanalnetze je Einwohner resultieren hieraus, vor allem bei zentralen Lösungen, deutlich höhere Kosten der Abwasserreinigung als in urbanen Räumen (Abwasserzielplanung, 1996: 9 f.).

Während in den dichter besiedelten Räumen die zukünftigen Schwerpunkte der Abwasserentsorgung vor allem in dem weiteren Ausbau der Kläranlagen und des Kanalisationsnetzes liegen, werden im ländlichen Raum verstärkt dezentrale Lösungen angestrebt, sofern die wasserwirtschaftlichen Anforderungen erfüllt werden und eine

wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit gegenüber zentralen Lösungen gegeben ist. Zur Erfüllung der Umweltschutzanforderungen können in dünn besiedelten Regionen individuelle Systeme oder andere geeignete Maßnahmen angewendet werden.

In der EU-Richtlinie 91/271 ist in Artikel 12 die begründete Pflicht zur Wiederverwendung von Abwasser definiert. Geeignetes Abwasser soll nach Möglichkeit wieder verwendet werden, wobei Belastungen für die Umwelt auf ein Minimum zu begrenzen sind. In Verbindung mit dem deutschen Wasserrecht und den entsprechenden Rechtsverordnungen der Bundesländer wird somit das im Wasserhaushaltsgesetz (§ 1a Abs. 2) enthaltene Minimierungs- und Sparsamkeitsgebot im Umgang mit Wasser weiter konkretisiert. Zwar ist aus diesen Regelungen noch keine verbindliche Handlungspflicht ableitbar, doch bei gegebener Wiederverwendungsmöglichkeit besteht ein Anspruch auf eine wasserrechtliche Genehmigung im Sinne einer umweltverträglichen Wiederverwendung. Dies gilt auch für die Aufbringung weitgehend vorgereinigter kommunaler Abwässer auf degradierte Niedermoore.

5. ÖKONOMISCHE ASPEKTE EINER WEITERGEHENDEN ABWASSEREINIGUNG DURCH NIEDERMOORE

Eine weitergehende Abwasserreinigung für den Schutz der Gewässer ist durch die heutigen Reinigungsverfahren technisch möglich. Allerdings stellt sich aus ökonomischer Sicht die Frage nach den damit verbundenen Kosten. Ziele der Gewässerreinigung beziehungsweise einer Verbesserung derselben können durch andere Maßnahmen eventuell kostengünstiger herbeigeführt werden. Zu denken ist etwa an die diffusen Nährstoffeinträge infolge einer intensiv betriebenen landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsbereich der Gewässer. Diese können durch Extensivierungsmaßnahmen oder durch das Einleiten von Dränwasser in Niedermoore deutlich reduziert werden.

Durch die erhöhten Anforderungen an die Reinigungsleistung (N- und P-Elimination) und geänderte Überwachungsmodalitäten sind höhere beziehungsweise zusätzliche Investitionen beim Neubau oder bei der Umrüstung bestehender Anlagen notwendig. Des weiteren

werden durch veränderte gesetzliche Regelungen bei der Reststoffentsorgung (die Klärschlammverordnung von 1992 erschwert die landwirtschaftliche Klärschlammentsorgung, die TA-Siedlungsabfall, 1993 verbietet die Deponierung von Klärschlamm und erzwingt somit praktisch die Verbrennung) zusätzliche Entsorgungskosten verursacht (Piens, 1994). Weitere Kosten können aber auch durch überdimensionierte Kläranlagen hervorgerufen werden (zur Problematik des Auslastungsgrades von Kläranlagen vergleiche Kuhnert und Schroedter, 1998).

Durch den zügigen Ausbau der Abwasserbehandlungsanlagen seit 1990 in Brandenburg ist in Zukunft mit einer deutlich spürbaren Entlastung der Gewässer mit Nähr- und Schadstoffen zu rechnen. Der Ausbau war und ist jedoch mit hohen volkswirtschaftlichen Kosten verbunden, die vor allem durch die flächendeckende Fehleinschätzung spezifischer Parameter für die Dimensionierung der Anlagen (Bevölkerungszuwachs, Gewerbeansiedlungen, Trinkwasserbedarf und Abwasseranfall) verursacht wurde. Hier wurden in der Vergangenheit deutlich überhöhte Werte zugrunde gelegt, die durch die tatsächlich erfolgte Entwicklung nicht mehr revidierbar sind (vergleiche oben). Die bereits errichteten und vor allem in den neuen Bundesländern vielfach überdimensionierten Anlagen können daher nur noch einer ökonomischen ex-post Analyse unterzogen werden.

Die Investitionen in die Abwasserentsorgung wurden bereits vorgenommen und können nicht wieder rückgängig gemacht werden. Nach dem Opportunitätskostenansatz beziehen sich volkswirtschaftliche Kosten immer auf die in Frage kommenden Alternativen einer Entscheidung. Ist aber die Entscheidung gefallen und eine Kläranlage gebaut, dann handelt es sich um sogenannte versunkene Kosten, die zu einem bestimmten Zeitpunkt angefallen sind und nun nicht mehr zur Disposition stehen. Die Langzeitwirkungen bestehen, wie bei vielen anderen Infrastrukturmaßnahmen auch, in der Begleichung der dadurch hervorgerufenen laufenden Kosten. Als folgerichtige Konsequenz schlagen sich die Kosten (insbesondere die Kapitalkosten) über einen längeren Zeitraum in den laufenden Kosten für die Abwasserbeseitigung – sei es als Beitrag, Umlage oder Gebühr – nieder.

Aufgrund der veränderten Nachfragesituation ist infolge gestiegener Preise ein drastischer Rückgang des Abwasseranfalls und ein sparsamerer Umgang mit Trinkwasser festzustellen. Während 1990

ein spezifischer Abwasseranfall von $200 \text{ l E}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in den Planungen veranschlagt wurde, ging dieser Wert in 1995 auf $100 \text{ l E}^{-1} \text{ d}^{-1}$ zurück, regionale Niedrigwerte liegen gar unter $70 \text{ l E}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Abwasserzielplanung, 1996: 15). Diese Entwicklungen schlagen sich nun vielerorts auch in einem starken Anstieg der Abwassergebühren nieder. Allerdings können die Kosten von Überkapazitäten nicht voll auf die Gebühren umgelegt werden. Nach dem Äquivalenzprinzip müssen Gebühr und Gegenleistung verhältnismäßig sein. Eine Überwälzung der zusätzlichen Kosten der Überkapazitäten kann also nur in einem eng begrenzten Rahmen erfolgen. Es besteht jedoch die Möglichkeit, diese auf die Vorteilhabenden umzulegen.

Somit sind durch den bereits weitgehend erfolgten Vollzug der wasserrechtlichen Vorschriften die Handlungsspielräume für eine weitergehende Abwasserreinigung kommunalen Abwassers durch Niedermoore eingeschränkt. Dies betrifft insbesondere Kläranlagen in der Größenordnung $> 10.000 \text{ EW}$. Als Option besteht jedoch weiterhin die Möglichkeit, weitgehend gereinigtes Abwasser aus diesen nach dem neuesten Stand der Technik errichteten Anlagen für die Sanierung degradierter Niedermoore zu verwenden und damit eine weitere Schönung des Abwassers und eine Entlastung des Landschaftswasserhaushaltes zu erreichen. Den zuständigen Entscheidungsträgern kann daher nur empfohlen werden, diese Möglichkeiten zu überprüfen und soweit möglich auszuschöpfen.

6. DISKUSSION

Die jahrhundertelange Trockenlegung der Niedermoore ist ein tiefgreifender Einschnitt in das Ökosystem Niedermoor mit weitreichenden ökologischen Folgen auf den Landschaftswasserhaushalt und das Retentionsvermögen, insbesondere für Nährstoffe. Durch die Wiedervernässung degradierter Niedermoore wird eine Restitution initiiert. Die Funktionen natürlicher Niedermoore können nicht gleich wahrgenommen werden. Es handelt sich zunächst vielmehr um ein, der Dauer nach noch über einen unbekannten Zeitraum, instabiles Ökosystem.

Die punktuelle Einleitung von weitgehend gereinigten Abwässern in die Vorflut stellt aus gesetzlicher Sicht kein Problem dar, ist aber unter

ökologischen Gesichtspunkten als sehr bedenklich einzustufen. Auch wenn vorgeschriebene Konzentrationen eingehalten werden, übersteigen die resultierenden Frachten oft die Kapazität der belasteten Gewässer. Dagegen ist die Verwertung gereinigter Abwässer zur Wiedervernässung aus verschiedenen Gründen unproblematisch. Das Grundwasser wird nicht belastet, da Niedermoores grundsätzlich Grundwasserzuströmungsstandorte sind und ohne diese Zuströmung erst gar nicht entstanden wären. Niedermoores weisen in Nordostdeutschland normalerweise Einzugsgebiete auf, die 3 bis 6 mal so groß sind, wie ihre eigene Fläche (Quast, 1995). Aufgrund der bereits oben erwähnten Nutzungskonkurrenz für dieses zuströmende Grundwasser sind zwar die hydrologischen Bedingungen für die Niedermoores sehr ungünstig, eine Umkehrung des Grundwasserstromes ist aber bisher nicht festgestellt worden. Außerdem ist die landwirtschaftliche Verwertung von geklärten Abwässern, sogar von ungeklärten Abwässern und von Klärschlämmen in der gesamten Bundesrepublik erlaubt. Es handelt sich um eine landwirtschaftliche Verwertung, wenn auf der mit Klarwasser zu beaufschlagenden Fläche zum Beispiel nachwachsende Rohstoffe wie Schilf angebaut werden.

Positive Wirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt können sich bereits nach kurzer Zeit einstellen. Ökologische Leistungen intakter Niedermoores bestehen für die heutige Gesellschaft darin, daß sie für eine weitergehende Abwasserreinigung genutzt werden können. Das potentielle Retentionsvermögen von intakten Niedermoores für Nährstoffe wird durch die Akkumulation von Torf und die Entnahme von Biomasse durch die winterliche Mahd des Schilfs bestimmt.

Eine monetäre Bewertung dieser ökologischen Leistung kann nach dem Vermeidungskostenansatz erfolgen. Dazu müssen die an anderer Stelle eingesparten Kosten ermittelt werden. Die gegenwärtigen Rahmenbedingungen und Restriktionen der Abwasserreinigung zeigen jedoch, daß der potentielle Handlungsspielraum eingeschränkt ist. Durch den bereits erfolgten Vollzug der wasserrechtlichen Vorschriften kommen für die Umsetzung des hier vorgeschlagenen Konzeptes in Zukunft nur noch Kläranlagen bis 10.000 EW in Frage, die Erschließung der ursprünglich vorhandenen Einsparpotentiale ist nicht mehr möglich. Wohl aber kann bereits vorgereinigtes Abwasser aus den größeren Anlagen für die Wiedervernässung genutzt werden.

Damit würde nicht nur dem Wiederverwendungsgebot von gereinigtem Abwasser genüge getan, sondern es könnte auch ein spürbarer positiver Beitrag für den beeinträchtigten Landschaftswasserhaushalt erbracht werden.

Eine weitergehende Abwasserreinigung für Kläranlagen unter 10.000 EW ist bislang (noch) nicht vorgesehen, obwohl gerade diese einen erheblichen Anteil der Gewässerbelastung ausmachen. Für kommunales Abwasser gilt allgemein das Emissionsprinzip. Wenn anspruchsvollere Zielsetzungen auf dem Gebiet der Gewässerreinigung angestrebt werden, könnte eine weitergehende Abwasserreinigung dadurch erreicht werden, daß die dazu erforderlichen ökologischen Leistungen von Niedermooren erbracht würden. Zu denken ist insbesondere an eine weitergehende Stickstoffeliminierung durch Denitrifikation.

Eine umfassende Monetarisierung dieser Leistungen kann an dieser Stelle noch nicht erfolgen. Hierzu sind noch einige offene Fragen zu klären:

- Umweltverträglichkeit

Damit eine Denitrifikation im Niedermoor erfolgen kann, muß ein ganzjährig hoher Wasserstand gewährleistet sein. Außerdem ist sicherzustellen, daß auch in strengen Wintern keine negativen Auswirkungen (Auswaschung von Nitrat in die Vorflut) zu erwarten sind.

- Regionaler Aspekt

Bei einer flächenhaften Wiedervernässung der degradierten Niedermoore stellt sich die Frage, wieviel Abwasser anfällt und wo es aufgebracht werden soll. Eine flächenbezogene Zuordnung erfordert einen einzelfallbezogenen Nachweis der Umweltverträglichkeit. Hierfür ist die Kenntnis verschiedener Parameter (Schmutzfracht, Konzentration und Menge des gereinigten Abwassers, Denitrifikationskapazität der Niedermoore usw.) erforderlich. Ein Blick auf die Gegebenheiten des nordostdeutschen Flachlandes könnte zu zwei verschiedenen Szenarien führen:

- (a) In bestimmten Regionen könnte mehr vorgereinigtes Abwasser aufgebracht werden, als auf umliegenden Niedermoorflächen zur Wiedervernässung verwertet werden kann (Beispiel Berliner Umfeld). Hier wäre eine umweltverträgliche Ober-

grenze ($\text{m}^{-3} \text{ Abwasser ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) nach der abzuschätzenden Denitrifikationsleistung des Niedermoores festzulegen. Dann könnte durch den Vergleich der Grenzvermeidungskosten der gesellschaftliche Nutzen bilanziert werden. Obwohl das Berliner Abwasser bereits sehr gut gereinigt ist, ist der wohlfahrtsrelevante Nutzen keineswegs gering zu veranschlagen. Trotz des geringen Verschmutzungsgrades werden nämlich sehr hohe Wassermengen in eine schwache Vorflut eingeleitet. Zur Vermeidung punktförmiger Belastungen der Vorflut, die auch bei einem ordnungsgemäßen Betrieb nicht ausgeschlossen werden können, müßte hier das Wiederverwendungsgebot von Abwasser berücksichtigt werden. Daneben sollte die Sanierung beziehungsweise Entlastung des Landschaftswasserhaushaltes im Vordergrund stehen.

- (b) In bestimmten Regionen ist der Klarwasseranfall sehr gering. Für die Sanierung der gesamten Fläche steht nicht genügend vorgereinigtes Abwasser zur Verfügung (Beispiel: die dünn besiedelte Uckermark). Das Beispiel Biesenbrow (Dietrich *et al.*, 1999) zeigt, daß das Verhältnis von zu reinigendem Abwasser zu der zur Verfügung stehenden Fläche die Frage nach einer umweltverträglichen Obergrenze für die Aufbringung von vorgereinigtem Abwasser in den Hintergrund treten läßt. Anforderungen an die Abwasserreinigung bezüglich einer weitergehenden Nährstoffelimination sind bei kleineren Ausbaugrößen bislang (noch) nicht vorhanden, in ihrer Summe tragen sie aber zur Hauptbelastung (diffuse Einträge) der Gewässer bei. Hier ist das zur Verfügung stehende Wasser auf besonders wichtige Flächen (hohe Moormächtigkeit, großes Artenpotential) zu konzentrieren, um eine möglichst effektive Wiedervernässung wenigstens auf diesen Flächen zu erreichen und sommerliche hohe Mineralisierungsraten zu vermeiden (Kalbitz *et al.*, 1999).

An die Reinigungsleistungen im ländlichen Raum werden deshalb niedrigere Anforderungen gestellt, weil andernfalls unverhältnismäßig hohe Entsorgungskosten die Folge wären. Die Abwasserentsorgung ist dort ohnehin schon durch weitere Kostenkomponenten (längeres Kanalnetz je Einwohner, Transportkosten für Fäkalien und kleinere

Anlagen) mit höheren Kosten verbunden als in urbanen Räumen. Aus diesem Grund kann abschließend nur die Empfehlung ausgesprochen werden, naturnahe und vor allem kostengünstige Verfahren besonders zu bevorzugen. Vor allem in Nordostdeutschland ist der durch einen erheblichen Nachholbedarf gekennzeichnete Handlungsspielraum auszuschöpfen. Damit würde nicht nur ein wichtiger Beitrag für die Sanierung der degradierten Niedermoore geleistet, sondern auch eine über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehende Abwasserreinigung. Gleichzeitig würde eine qualitative Verbesserung des Gewässerschutzes erzielt. Forschungsbedarf besteht weiterhin zum Wassermanagement von mit Klarwasser zu vernässenden Mooren. Weitere Untersuchungen zur Salzbefruchtung und Anreicherung von Stoffen und deren Auswirkungen auf die Boden- und Vegetationsentwicklung sind dringend erforderlich.

Literatur

- Abwasserzielplanung (1996) Bericht zur Fortschreibung der Abwasserzielplanung im Land Brandenburg. Landtag Brandenburg, 2. Wahlperiode, Drucksache 2/2805. Potsdam, 37 S. + Anhang.
- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1997) Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten. ATV-Arbeitsblatt A 200. Hennef.
- Behrendt, A. Mundel, G. und Hölzel, D. (1993) Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **35**, 200–208.
- Bever, J., Stein, A. und Teichmann, H. (1995) Weitergehende Abwasserreinigung. Stickstoff- und Phosphorelimination, Sedimentation und Filtration. 3. Auflage, München: Oldenburg.
- Blankenburg, J. (1995) Wasserhaushalt von Niedermooeren und hydrologisches Management. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **36**, 102–106.
- Bundesgesetzblatt (1997) Teil I, Nr. 19, S. 574.
- Dietrich, O., Dannowski, R. and Quast, J. (1998) Solutions of Water Supply for Rewetting of Degraded Fen Sites in Northeastern Germany. In: Malterer, T., Johnson, K. and J. Stewart (Eds.): *Proceedings of the 1998 International Peat Symposium: Peatland Restoration and Reclamation*. International Peat Society, Duluth, Minnesota, S. 220–226.
- Dietrich, O., Dannowski, R., Quast, J. und Tauschke, R. (1996) Untersuchungen zum Wasserhaushalt nordostdeutscher Niedermoore – am Beispiel der Friedländer Großen Wiese und des Oberen Rhinluchs. ZALF-Bericht Nr. 25. Müncheberg.
- Dietrich, O., Dannowski, R., Tauschke, R., Stornowski, L. und Leschke, V. (1999) Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, diese Ausgabe.
- Drechsler, H. (1992) Reduktion des Stickstoffs aus dem Überschuß-N-Eintrag agrarischer Ökotope beim Transport durch die Böden ins Grundwasser. Dissertation am Fachbereich der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Göttingen. Göttingen.
- EU-Richtlinie 91/271 der Europäischen Gemeinschaft. Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft vom 21.5.1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 135: 40–51, 1997.

- Geller, G. (1998) Horizontal durchflossene Pflanzenkläranlagen im deutschsprachigen Raum – langfristige Erfahrungen, Entwicklungsstand. *Wasser und Boden*, **50**, 18–25.
- Harter, A. und Luthardt, V. (1997) Revitalisierungsversuche in zwei degradierten Niedermooren in Brandenburg – Eine Fallstudie zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung. *Telma*, **27**, 147–169.
- Hendriks, R. F. A. (1993) Nutrienbelasting van Oppervlaktewater in Veenweidegebieden. Rapport 251. DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Höppner, M. und N. Andritschke (1998) Pflanzenkläranlagen. *wwt Abwasser* 2/98: 8–13.
- Kalbitz, K. Rupp, H. Meißner, R. und Braumann, F. (1999) Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoors auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden und Grundwasser. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **40**, 22–28.
- Kuhnert, L. und Schroedter, W. V. (1998) Auslastungsgrad und Kapazitäten von Kläranlagen. Eine Diskussion vor dem Hintergrund steigender Abwasserpreise und des neuen Normentwurfes DIN EN 1085. *Korrespondenz Abwasser*, **45**, 514–521.
- Kuntze, H. (1988) Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereuthrophierung. *Telma*, **18**, 61–72.
- Kuntze, H. (1993) Niedermoore als Senke und Quelle für Kohlenstoff und Stickstoff. *Wasser und Boden*, **45**, 699–702.
- Lappalainen, E. (Ed.) (1996) Global Peat Resources. Jyskä: International Peat Society.
- Leonardson, L. Bengtsson, L. Davidsson, T. Persson, T. and Emanuelsson, U. (1994) Nitrogen Retention in Artificially Flooded Meadows. *Ambio*, **23**, 332–341.
- Melsheimer, K. (1997) Die Wiederverwendung geklärten Abwassers am Beispiel der Verrieselung von Klarwasser auf dem Riesefeld Karolinenhöhe in Berlin. *Korrespondenz Abwasser*, **44**, 1226–1234.
- Mitsch, W. J. und Gosselink, J. G. (1993) Wetlands. New York: V. Nostrand Reinhold, 2nd. edn.
- Mudrak, K. und Kunst, S. (1994) Biologie der Abwasserreinigung. Stuttgart: Fischer.
- MUNR (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung) Brandenburg (1996) bwasserentsorgung in Brandenburg - Rechtsgrundlagen, Betriebsformen, Kosten. Potsdam.
- MUNR (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung) Brandenburg (1998) Jahresbericht der Wasserwirtschaft - Brandenburg. *Wasser und Boden*, **50**, 46–49.
- Ostendorp, W. (1997) Auswirkungen von Wintermahd auf den Nährstoffhaushalt von Seeuferföhrichteten des Bodensee-Untersees. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, **27**, 227–234.
- Piens, R. (1994) Entwicklung der Gebühren und Verbandsbeiträge im Abwasserbereich in Nordrhein-Westfalen. *Korrespondenz Abwasser*, **41**, 2062–2068.
- Platzer, C. (1998) Naturnahe Verfahren in der Abwasserbehandlung. Kolloquium an der TU Dresden. Dresdner Berichte Bd. 11.
- Pöpel, H.J. (1997) Entsprechen die deutschen kommunalen Abwasserreinigungsanlagen den Europäischen Anforderungen? *gwf Wasser Abwasser*, **138**, 383–392.
- Quast, J. (1995) Wasserhaushalt und Feuchtgebiete in einer Trockenlandschaft – Zustand – Konflikte – Maßnahmen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **36**, 207–213.
- Schäfer, A. (1999) Schilfrohrkultur auf Niedermoor – Rentabilität des Anbaus und der Ernte von *Phragmites australis*. Archiv für Naturschutz und Landschaftsökologie, diese Ausgabe.
- Scheffer, B. (1994) Zur Stoffdynamik in Niedermoorböden. *NNA-Berichte*, **7**, 67–73.
- Schmidt, M., Succow, M. und Ripl, W. (1996) Wasserkreislaufkonzeption Berlin-Brandenburg. Machbarkeitsstudie im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg. Teil 1: Standortvorauswahl. Berlin.

- Scholle, D. und Schrautzer, J. (1993) Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, **2**, 87–98.
- Schulze, D. (1997) Wassermengenwirtschaft im Ballungsraum Berlin – Probleme und Lösungsansätze, Vortrag auf der Tagung “Wasserkrise in der Region Berlin/ Brandenburg? Internationales Congreß Centrum, Berlin, Saal 6, am 24.04.1997.
- Schürmann, B. (1998) Praxiserfahrungen und neue Entwicklungen bei Klein- und kleinen Kläranlagen. Kolloquium an der TU Dresden. *Dresdner Berichte* Bd. 11.
- Spatz, G., Pappe, A. und Becker, K.-W. (1992) Denitrification in Drained Heavy Marsh Soils Under Permanent Grassland. *Agribiological Research*, **45**, 359–363.
- Trudell, M. R., Gilham, R. W. and Cherry, J. A. (1986) An *in-situ* Study of the Occurrence and Rate of Denitrification in a Shallow and Unconfined Aquifer. *Journal of Hydrobiology*, **83**, 251–268.
- Van Wirdum, G. (1993) An Ecosystem Appraoch to Base-rich Freshwater Wetlands, with Special Reference to Fenlands. *Hydrobiologia*, **265**, 129–153.
- Wichtmann, W. and Koppisch, D. (1998) Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **39**, 162–168.
- Wichtmann, W. (1994) Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer (Messung und Simulation). Aachen: Shaker.
- Wissing, F. (1995) Wasserreinigung mit Pflanzen. Stuttgart: Ulmer.

SANIERTE NIEDERMOORE UND KLIMASCHUTZ – ÖKONOMISCHE ASPEKTE

ACHIM SCHÄFER* und STEFAN DEGENHARDT

*Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Lehrstuhl für
Landschaftsökonomie, Grimmer Straße 88, 17487 Greifswald*

(Eingegangen 3. März 1999; Angenommen 12. März 1999)

Die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung degradierter Niedermoore erhöht die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre und beschleunigt somit den anthropogen verursachten Klimawandel. Nach dem Kyoto-Protokoll verpflichten sich die Industriestaaten zu einer Reduktion der Treibhausgase; terrestrische Senken werden explizit in die Reduktionsverpflichtungen mit einbezogen. Durch eine Sanierung der Niedermoore kann die ursprünglich vorhandene Senkenfunktion für Kohlenstoff wieder hergestellt werden. Ein ökonomisches Lenkungsinstrument zur Umweltentlastung ist die Ökosteuer, die umweltbelastende Aktivitäten besteuert und -entlastende Aktivitäten gegebenenfalls honoriert. Die Höhe eines wirksamen Steuersatzes variiert zwischen 70 DM je t CO₂ bei bereits eingeführten und 420 DM je t CO₂ in wirtschaftswissenschaftlichen Studien. Würde in Anlehnung an das Kyoto Protokoll die Festlegung von Kohlenstoff in terrestrischen Ökosystemen honoriert, dann könnten die Landnutzer nach Maßgabe bereits politisch eingeführter Steuersätze eine Gutschrift in Höhe von 100 DM ha⁻¹ a⁻¹ erhalten. Durch einen politischen Konsensbeschluß ist darüber zu entscheiden, ob und in welcher Höhe die Kohlenstofffestlegung in Niedermooren belohnt werden soll.

Schlüsselwörter: Sanierung degradierter Niedermoore; CO₂-Minderungsstrategien; Ökosteuer; Kyoto-Protokoll; Honorierung ökologischer Leistungen

Fen Restoration and Climate Change – Economic Aspects

Common agricultural use of degraded fens enhances CO₂ emissions into the atmosphere and therewith contributes to anthropogenically induced climate change. With the Kyoto protocol, industrial states have the obligation to reduce green house gasses; terrestrial sinks being explicitly taken into account. After restoration, fens may function as carbon sinks again. Green taxes are one possible economic instrument to reduce human pressure

*Corresponding author. Tel.: +49 3834 86 4118, Fax: +49 3834 86 4107, e-mail: schafea@mail.uni-greifswald.de

on the environment. Polluters are taxed, whereas environment friendly activities are rewarded. Tax rates vary from 70 DM per ton CO_2 as introduced in Scandinavia, to 420 DM per ton, judged effective in economic studies. Restored fens that accumulate up to $400 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, could receive $100 \text{ DM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ tax credit in a comprehensive taxation system. Policy makers are to decide whether and to what extent carbon accumulation in terrestrial ecosystems should be rewarded.

Keywords: Fen restoration; CO_2 -abatement strategies; green tax; Kyoto Protocol; remuneration of nature services

1. EINLEITUNG

In Deutschland wurden die Niedermoore infolge jahrhundertelanger Entwässerungsmaßnahmen und, vor allem in jüngerer Zeit, durch die nicht standortgerechte landwirtschaftliche Nutzung stark beeinträchtigt. Aus ehemals wachsenden Mooren entstanden im Laufe der Zeit und in Abhängigkeit von der Intensität der pedogenen Prozesse degradierte Moorstandorte mit all ihren negativen Begleiterscheinungen. Es wird geschätzt, daß weltweit über die Hälfte der Moore durch anhaltende Degradation gefährdet beziehungsweise in ihren Funktionen beeinträchtigt sind (Lappalainen, 1996). Diese schwerwiegenden Eingriffe führen, ebenso wie die energiebedingten CO_2 -Emissionen, zu einer Anreicherung von CO_2 in der Atmosphäre und beschleunigen somit den anthropogen verursachten Klimawandel. Aufgrund der stark beeinträchtigten Funktionalität bestehen, insbesondere aus klimapolitischer Sicht, kaum Zweifel an der Notwendigkeit einer Sanierung der degradierten Niedermoore.

Die Bundesrepublik Deutschland verfolgt im Rahmen ihrer nationalen Klimaschutzstrategie das Ziel, die Kohlendioxidemissionen (CO_2) in Deutschland bis zum Jahre 2005 um 25% gegenüber 1990 zu reduzieren. Im Dezember 1997 wurden in Kyoto während der Dritten Vertragsstaatenkonferenz zur UN-Klimarahmenkonvention erstmals quantifizierte und rechtlich verbindliche Verpflichtungen zur Begrenzung und Minderung der Emission von Treibhausgasen festgelegt ("Kyoto-Protokoll"). Danach verpflichten sich die Industriestaaten, den Ausstoß von sechs Treibhausgasen im Zeitraum von 2008 bis 2012 um mindestens 5% (bezogen auf 1990) zu reduzieren.

Ausdrücklich wurden in dem Protokoll biosphärische Quellen und Senken in die Berechnungen der Reduktionsverpflichtungen mit einbezogen. Eine Entlastung der Atmosphäre mit CO_2 kann dadurch

erfolgen, indem Kohlenstoff durch Photosynthese aus der Atmosphäre entzogen und langfristig in terrestrischen Ökosystemen gespeichert wird. Neben den Wäldern sind weltweit die Feuchtgebiete und insbesondere die Moore bedeutende Senken für Kohlenstoff (Immirzi *et al.*, 1992).

2. ÖKONOMISCHE BEURTEILUNG DES STATUS QUO UND UMWELTPOLITISCHE INSTRUMENTE

In der ökonomischen Theorie werden Umweltprobleme gemeinhin im Zusammenhang mit Externalitäten und öffentlichen Gütern erklärt. (Grundlegende ökonomische Behandlungen der Umweltprobleme geben Cansier, 1996; Endres, 1994; Michaelis, 1996, 1997). Ein externer Effekt liegt vor, wenn eine Person gegen Bezahlung Leistungen an eine andere Person erbringt und diese Leistung nebenbei auch Vor- und Nachteile für weitere Personen stiftet, ohne daß eine Bezahlung von den Begünstigten verlangt oder eine Entschädigung der Benachteiligten durchgesetzt werden kann (Pigou, 1912; zitiert nach Cansier, 1996: 35). Bei einem negativen externen Effekt werden Kosten bei anderen Wirtschaftssubjekten hervorgerufen, ohne daß der Verursacher für den Schaden bezahlen muß. Im vorliegenden Fall verursachen sowohl die energiebedingten CO₂-Emissionen als auch die gegenwärtige landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore negative externe Effekte. Die umweltpolitisch relevante Problematik besteht darin, daß die Landnutzer durch das derzeit bestehende Anreizsystem positive Erträge erwirtschaften können und daher kein Anreiz zur Suche nach ressourcenschonenderen Nutzungsweisen besteht. Zur Lösung solcher Verzerrungen schlug Pigou vor, eine effiziente Allokation durch die Erhebung einer Steuer in Höhe der Differenz zwischen privaten und volkswirtschaftlichen Grenzkosten wiederherzustellen. Dieses Konzept beabsichtigt eine vollständige Internalisierung der negativen externen Effekte. Damit dies gelingt, müssen alle Kosten, in diesem Falle alle Kosten die durch CO₂-Emissionen entstehen, bekannt sein und monetär bewertet werden können. Die Verursacher müssen dann pro emittierter Schadstoffeinheit eine Abgabe (DM je Tonne CO₂) zahlen, die genau den dadurch hervorgerufenen Grenzvermeidungskosten entspricht. Dieser umweltökono-

mische Lösungsansatz beinhaltet mehrere offenkundige Mängel, die eine praktische Umsetzung verhindern:

- Die Bestimmung des optimalen Emissionsniveaus, bei dem die Summe der Vermeidungskosten und den verbleibenden Schäden ihr Minimum erreichen (der sogenannte "Pareto-optimale" Zustand bei einer statischen Betrachtungsweise) ist praktisch nicht zu ermitteln. Der verursachte Schaden ist nicht nur von den jeweiligen Emissionen der Schadstoffe selbst, sondern auch von den jeweiligen Beständen in der Atmosphäre abhängig. Außerdem erstreckt sich das Schadenspotential einer Tonne CO₂, die heute emittiert wird, weit in die Zukunft (vergleiche hierzu ausführlich Michaelis, 1997).
- Nicht alle Schäden können in monetären Größen ausgedrückt werden. Wie sollen die vielfältigen Folgen des Klimawandels, beispielsweise der komplette Verlust süd pazifischer Inselketten oder ein Umkippen des Golfstromes mit allen ökonomischen und sozialen Folgen der Migration, in Geldeinheiten bilanziert werden?

Baumol and Oates (1971) zeigen demgegenüber, daß der Einsatz von Abgaben auch dann sinnvoll ist, wenn das optimale Maß an Umweltqualität im Sinne von Pareto nicht exakt quantifiziert werden kann. Nach ihrem Standard-Preis-Ansatz wird eine Steuer derart festgesetzt, daß gesellschaftlich gewünschte Standards im Zeitablauf erreicht werden. Die Steuerpflichtigen werden ihre Grenzvermeidungskosten mit der Abgabenlast vergleichen und die Belastung soweit reduzieren, wie ihnen dadurch finanzielle Vorteile entstehen. Probleme praktischer Art zeigen sich auch hier bei der Bestimmung des "richtigen" Abgabensatzes, da die Reaktionen der Wirtschaftssubjekte auf Preisänderungen nur aus ihrem bisherigen Verhalten abgeleitet werden können. Eine sukzessive Erhöhung des Steuersatzes wird daher sogar als wünschenswert angesehen, auch um den Betroffenen eine Anpassungsfrist zuzugestehen.

Für die Wiederherstellung der biosphärischen Senkenfunktion degradierter Niedermoore wird von der modernen Wohlfahrtstheorie vorgeschlagen, die Bedingungen für eine effiziente Allokation der knappen Ressourcen wiederherzustellen. Außerdem sind verlässliche Rahmenbedingungen für unternehmerisches Handeln zu schaffen. Insbesondere zur Wahrnehmung der Marktchancen und als Anreiz für

die Erzielung von Gewinnen sollte ein umfassendes Honorierungssystem eingeführt werden, welches die Landnutzer im eigenen Interesse dazu veranlaßt, die knappen Ressourcen wieder einer umweltverträglicheren Nutzungsweise zuzuführen. Dabei sind nicht nur die negativen, sondern auch die positiven externen Effekte zu berücksichtigen, die gegebenenfalls honoriert werden können (vergleiche Hampicke, 1996).

Aus politischer Sicht stellt sich somit die Frage nach einer Legitimation der Honorierung der ökologischen Leistungen intakter Niedermoore. Das Kyoto-Protokoll sieht eine Reihe flexibler Mechanismen (Joint Implementation, Clean Development Mechanismus und Emissionshandel) vor, mit denen die Industriestaaten eine billigere Erfüllung der festgelegten Reduktionsverpflichtungen realisieren wollen. Im Sinne des Kyoto-Protokolls kann durch eine Ökosteuer ebenfalls eine kostengünstigere Vermeidung von CO₂-Emissionen herbeigeführt werden. Werden Niedermoore durch eine Wiedervernäsung saniert und wird langfristig die Senkenfunktion wiederhergestellt, dann besteht die ökonomische Leistung darin, daß durch die langfristige Kohlenstoffestlegung (Vermeidungs-) Kosten an anderer Stelle eingespart werden können.

3. ÖKONOMISCHE BEURTEILUNG VON CO₂- MINDERUNGSSTRATEGIEN

Für eine Verbesserung der Ressourcenallokation, im Sinne des Standard-Preis-Ansatzes, ist die Höhe des Steuersatzes auch im vorliegenden Falle von zentraler Bedeutung. Der optimale Steuersatz könnte entweder durch "trial-and-error" in einem langwierigen Prozeß ermittelt oder durch wissenschaftlich fundierte Untersuchungen abgeschätzt werden. Mit einer Prognose der künftigen Entwicklung von CO₂-Emissionen nach Einführung von CO₂-beziehungsweise Energiesteuern in Deutschland haben sich drei wissenschaftliche Studien befaßt.

Die Ausgestaltung eines Szenarios mit CO₂-Steuern für die Prognose künftiger wirtschaftlicher Entwicklungen basiert insofern auf dem Preis-Standard-Ansatz, als ein politisch vorgegebenes Ziel erreicht werden

soll. Alle Studien analysieren das politisch angestrebte Ziel einer Reduktion der CO₂-Emissionen um 25% bis 2005 gegenüber 1990. Die Studien des Rheinisch-Westfälischen Institutes für Wirtschaftsforschung (RWI) und des ifo-Institutes (RWI/ifo-Studie) analysierten die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen einer ausschließlich auf die Verminderung von CO₂-Emissionen gerichteten Politik, wie sie von der Bundesrepublik Deutschland während der Vertragsstaatenkonferenz in Berlin bekundet wurde. Untersucht wurde ein umfangreiches Maßnahmenbündel, welches sowohl aus ordnungspolitischen Instrumenten als auch aus einer marktkonformen Energie-/CO₂-Steuer besteht. Zu den ersteren zählen vor allem die von der Interministeriellen Arbeitsgruppe (IMA) vorgeschlagene Einführung einer Wärmenutzungsverordnung, der Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung und die Reform des Energiewirtschaftsgesetzes (Hillebrand *et al.*, 1996). Das Deutsche Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) untersuchte eine stetig steigende Energiebesteuerung mit aufkommensneutraler Kompensation (Bach *et al.*, 1995). Das Institut für empirische Wirtschaftsforschung (IEW) an der Universität Osnabrück ging schließlich der Frage nach, wieviel eine politisch angestrebte Reduktion der CO₂-Emissionen kostet (Meyer *et al.*, 1997, 1999).

Die methodische Grundlage der Untersuchungen ist die Input-Output-Analyse. Sie basiert auf dem Grundgedanken, daß Nachfragerhöhungen nach bestimmten Erzeugnissen in der Regel nicht nur zu einer Produktionssteigerung des Produktionsbereiches führen, der diese Güter produziert, sondern auch solcher Produktionsbereiche, die Vorleistungsgüter zur Produktion dieser Erzeugnisse liefern. Somit pflanzt sich die Wirkung der ursprünglichen Zusatznachfrage nach bestimmten Gütern über viele Branchen fort. Mit Hilfe der Input-Output-Analyse können die vielfältigen Abhängigkeiten und Zusammenhänge in modernen Volkswirtschaften berücksichtigt und die Gesamtwirkungen quantifiziert werden, die auf den Veränderungen bestimmter ökonomischer Variablen basieren. Eine Übersicht über die bestehende Modellvielfalt geben Schumann (1968) sowie Holub und Schnabl (1994). Eine Darstellung der verschiedenen Input-Output-Rechnungen in Deutschland, die etwa vom Statistischen Bundesamt und fast allen Wirtschaftsforschungsinstituten (beispielsweise DIW, Ifo-Institut, RWI) kontinuierlich angewendet werden, liegt mit Reich *et al.* (1995) vor.

3.1. Ergebnisse der Studien

Die Ergebnisse der wissenschaftlichen Studien, insbesondere die zugrunde gelegten Steuersätze sowie die Zielerreichung der analysierten umweltpolitischen Instrumente in den verschiedenen Szenarien, sind in Tabelle I aufgelistet. Nur mit Hilfe des von der Enquete Kommission vorgeschlagenen Maßnahmenpaketes und mit dem IEW-Steuerszenario können die klimapolitischen Ziele erreicht werden. Alle anderen Szenarien verfehlen das Ziel. Das Referenzszenario des IEW prognostiziert sogar eine Zunahme der CO₂-Emissionen in 2005 um 2% gegenüber 1990.

Obwohl durch eine Reihe weitergehender Maßnahmen nach dem Vorschlag der Enquete Kommission "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" (EK-Szenario) das anvisierte Ziel erreicht werden könnte, belegt die RWI/ifo-Studie sehr deutlich den ökonomischen Nachteil ordnungspolitischer Instrumente. Ferner wurde deutlich, daß flankierende Energie-/CO₂-Steuermaßnahmen nicht ausreichen, um die entscheidenden Impulse an die Wirtschaftssubjekte auszusenden.

Die vom DIW analysierte ökologische Steuerreform zeigt auch, daß durch höhere Energiepreise nur ein Teil der Einsparpotentiale realisiert werden kann. Massive Einsparpotentiale beispielsweise im Bereich der Raumwärme werden häufig nicht ausgeschöpft, da ein Wohnungseigentümer kein unmittelbares Interesse an geringeren Energiekosten hat und der Mieter den höheren Heizkosten nicht ausweichen kann. Solche Mängel sprechen jedoch nicht prinzipiell gegen eine Steuerlösung, sondern könnten im Zeitablauf durch entsprechende Anreizmechanismen nachgebessert werden. Als grundlegendes Ergebnis der Studie ist dennoch herauszustellen, daß die skizzierte Steuerreform ökologisch und ökonomisch sinnvoll sowie politisch umsetzbar ist. Bei entsprechender Ausgestaltung halten sich die gesamtwirtschaftlichen Nebenwirkungen in engen Grenzen. Mit einem weiteren positiven Effekt verspricht die vom DIW untersuchte Steuerreform sogar einen Zugewinn an Arbeitsplätzen.

Dennoch werden nach wie vor Bedenken gegenüber einer solchen Steuerreform in der tagespolitischen Diskussion geäußert. Die am häufigsten und am vehementesten vorgetragene Sorge ist sicherlich diejenige um die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Wirtschaft, wenn Umweltabgaben die Kosten der einheimischen Unternehmen

erhöhen. Damit sei auch der Umwelt nicht gedient, denn die Produkte würden dann im Ausland produziert, unter Umständen mit höheren Schäden für die Umwelt. Diese vorgebrachten Bedenken gegen eine ökologische Steuerreform konnten durch die DIW-Studie nicht bestätigt werden. Trotzdem wäre es wünschenswert, Ökosteuern im internationalen Gleichschritt zumindest der wichtigsten Konkurrentenländer und Handelspartner einzuführen.

Bei der Anwendung der Input-Output-Analyse wird von den Forschern meist darauf hingewiesen, daß der Aussagegehalt der Ergebnisse durch die zugrunde gelegten Daten und die Modelle (offene *versus* geschlossene, statische *versus* dynamische) beschränkt wird. Dieser Einwand betrifft auch die hier angeführten Studien des DIW und des RWI/ifo-Institutes. Die DIW-Studie hat die grundlegende Schwäche, daß dort nur ein Input-Output-Modell mit konstanten Koeffizienten mit einem makroökonomischen Modell gekoppelt wird, so daß keinerlei Interdependenz zwischen gesamtwirtschaftlicher Entwicklung und Strukturwandel abgebildet wird (vergleiche Hettich *et al.*, 1997). Die Kritik der Verwendung eines statischen Modells trifft im übrigen auch die RWI/ifo-Studie (Hillebrand *et al.*, 1996, Hillebrand *et al.*, 1998).

Das von Meyer *et al.* (1997) angewandte Modell PANTA RHEI zeichnet sich durch eine besondere Leistungsstärke aus: Bei dem Modell handelt es sich um ein durch den Umweltbereich ergänztes Deutschlandmodell der INFORUM-Gruppe¹. Die komplexe Modellstruktur erfaßt die interindustrielle Verflechtung ebenso wie die Einkommensentstehung und -verteilung in den einzelnen Sektoren, die Umverteilungstätigkeit des Staates und die Einkommensverwendung der privaten Haushalte für die verschiedenen Güter und Dienstleistungen. Die Schadstoffemissionen sind im PANTA RHEI Modell verursachungsgerecht auf der Ebene der Energieträger an den Energieverbrauch gekoppelt. Die fortschreitende Globalisierung der Gütermärkte und damit auch der Schadstoffemissionen wird im Modell durch eine detaillierte Modellierung der Importkonkurrenz

¹Das sogenannte INFORUM-Modell (INterindustry FORecasting at the University of Maryland) war zunächst dazu gedacht, eine detaillierte Prognose der amerikanischen Wirtschaftsentwicklung zu ermöglichen. Dieser Ansatz begründete eine mittlerweile weltweite Familie von Ländermodellen, die mit INFORGE (INFORum GERMANY) auch einen deutschsprachigen Vertreter aufweist.

TABELLE I Ergebnisse ausgewählter Energie- und CO₂-Steuermodelle hinsichtlich Steuersatz und Zielerreichung
TABLE I Results from energy and CO₂-tax models in regard of tax rate and achieve

Untersuchung	Steuerobjekt	Steuersatz	Steuersatz pro t/CO ₂ *	Szenario	Zielerreichung (2005: – 25%)
RWI/ ifo ¹	Barrel Rohöläquivalent beziehungswise Tonnen Steinkohleeinheiten (SKE) Energie	Von 3 US \$ (4,50 DM beziehungswise 25 DM/t SKE) linear auf 10 US \$ (15 DM beziehungswise 85 DM/SKE) steigend.	6,50 DM bis 22 DM	Referenzszenario IMA-Szenario EK-Szenario	– 8,3% – 17,0% – 24,9%
DIW ²		Von einem fiktiven Grundpreis in Höhe von 9 DM/GJ um jährlich 7% steigend	Steinkohle: 5 DM bis 125 DM Erdöl: 6 DM bis 153 DM	Referenzszenario Steuerszenario	– 7,0% – 17,1%
IEW ³	CO ₂ -Emission	Von 10 DM/t CO ₂ linear auf 420 DM/t CO ₂ steigend	10 DM bis 420 DM	Referenzszenario Steuerszenario	+ 2,0% – 25,0%

* Beträge kaufmännisch gerundet;

Quelle: Zusammenstellung nach;

¹ Hillebrand *et al.*, 1996;

² Bach *et al.*, 1995;

³ Meyer *et al.*, 1997.

reflektiert. Die einzelnen Verhaltensgleichungen werden auf der Grundlage von Jahresdaten mit ökonometrischen Verfahren geschätzt und zweimal jährlich aktualisiert (Meyer *et al.*, 1997).

Diese methodisch am weitesten fortgeschrittene Untersuchung zeigt sehr deutlich, daß die Erreichung des klimapolitisch angestrebten Ziels durch die Einführung einer nationalen CO₂-Steuer möglich ist. Trotz des vergleichsweise sehr hohen Steuersatzes, der linear bis 420 DM je Tonne CO₂ ansteigt, bewegen sich die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen innerhalb zumutbarer Schwankungsbreiten. Auch die sektoralen Auswirkungen werden als tragbar beurteilt. In der großen Mehrzahl der Sektoren sind diese positiv, lediglich einzelne energieintensive Sektoren der Grundstoffindustrie werden negativ betroffen. Die Modellrechnungen belegen auch hier, daß eine derartige ökologische Steuerreform im nationalen Alleingang möglich ist und nicht unbedingt mit einer Gefährdung des Standortes Deutschland verbunden sein muß; im Gegenteil wird sogar eine Verbesserung der Außenhandelsposition der deutschen Volkswirtschaft prognostiziert (Meyer *et al.*, 1997).

3.2. CO₂-Abgabenregelungen ausgewählter OECD-Länder

Ein direkter Vergleich mit derzeit bestehenden Abgabenregelungen in anderen OECD-Ländern (Tabelle II) macht deutlich, daß die von Meyer *et al.*, gewählte Höhe des Steuersatzes pro Tonne CO₂ ein Vielfaches der gegenwärtig gültigen Steuersätze ausmacht.

TABELLE II Besteuerung von CO₂-Emissionen in einigen OECD-Staaten
TABLE II CO₂ taxes in OECD states

<i>Land</i>	<i>Steuersatz</i> (DM pro Tonne CO ₂)	<i>Mittelverwendung</i>
Schweden	17,20 beziehungsweise 70,40 ^a	keine Bestimmung
Dänemark	1,29 – 51,50 ^b	Kompensation anderer Steuerbelastungen
Norwegen	25,00 – 59,50 ^c	Keine
Niederlande	4,60	Keine
Finnland	12,75	Keine

^a reduzierte Steuersätze für die Industrie; ^b nach Energieträgern differenzierte Besteuerung; ^c nach Kraftstoffen differenzierte Besteuerung.

Allerdings muß in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, daß eine vergleichbare Zweckbestimmung größtenteils nicht vorgesehen ist (vergleiche Michaelis, 1996; Cansier und Krumm, 1997). Zudem sind die existierenden Steuersätze – und das mag der Hauptgrund für die beträchtlichen Abweichungen sein – nicht dazu bestimmt, eine Reduktion der CO₂-Emissionen um 25% bis zum Jahr 2005 zu erreichen, wenngleich Dänemark eine CO₂-Steuer im Jahre 1992 unter dem Gesichtspunkt eingeführt hat, die Emissionen bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990 um 20% zu senken. Nach Einschätzung der OECD (1994) sind allein die vergleichsweise hohen Steuersätze in Dänemark, Norwegen und Schweden hoch genug, um spürbare Lenkungswirkungen zu entfalten.

4. SANIERUNG DEGRADierter NIEDERMOORE IM KONTEXT KLIMAPOLITISCHER ZIELE

Nachdem nun die Auswirkungen verschiedener CO₂-Minderungsstrategien anhand von drei Studien beleuchtet wurden, sollen abschließend die Ergebnisse auf sanierte Niedermoores übertragen werden. Für eine Monetarisierung der ökologischen Leistungen intakter Niedermoores erscheint es sinnvoll, sich die physischen Voraussetzungen, die diese Leistungen begründen, noch einmal vor Augen zu führen.

Der gesellschaftliche Nutzen natürlicher Niedermoores besteht aus klimapolitischer Sicht ohne Zweifel in der Senkenfunktion für Kohlenstoff. Einführend wurde darauf hingewiesen, daß diese Funktion durch menschliche Eingriffe nachhaltig beeinträchtigt wurde. Nach dem Grad anthropogener Eingriffe sollen hier drei verschiedene Zustände unterschieden werden:

1. degradiertes Niedermoor
2. wiedervernäßtes Niedermoor
3. natürliches Niedermoor

Eine Sanierung der degradierten Niedermoores (1) wird durch eine Wiedervernässung (2) initiiert. Der vergleichbare Zustand eines natürlichen Niedermoores wird sich nicht sofort einstellen, vielmehr ist hierfür ein in der Dauer noch unbestimmter Zeitraum zu veran-

schlagen. Die Entwässerung bedeutet einen schweren Eingriff in das Ökosystem, insbesondere die Veränderung der hydrologischen und physikalischen Eigenschaften und der bodenchemischen Prozesse. Durch eine erfolgreiche Restitution können diese beeinträchtigten Funktionen der Gesellschaft wieder eine ökologische Leistung erbringen. Für die ökonomische Betrachtung ist es im vorliegenden Zusammenhang hinreichend, wenn die ursprünglichen Funktionen der Niedermoore wiederhergestellt sind und Kohlenstoff dauerhaft im Moorkörper festgelegt wird. Wachsende Moore weisen eine positive C-Bilanz auf, wenn durch Photosynthese mehr C gebunden als bei aeroben und anaeroben Abbauprozessen freigesetzt wird. Durch eine Vielzahl von Untersuchungen wurde hinreichend nachgewiesen, daß aufgrund der ganzjährig hohen Wasserstände der Abbau der organischen Substanz nur sehr langsam erfolgt und es langfristig zu einer Akkumulation von Torf kommt (Immirzi *et al.*, 1992).

Obwohl die langfristige Kohlenstoffakkumulation mit zunehmendem Mooralter exponentiell wieder abnimmt (Clymo, 1984, 1992) und erheblich unter der aktuellen Nettoakkumulation liegt (Tolonen und Torunen, 1996), speichern intakte europäische und kanadische Moore Kohlenstoff: In finnischen Mooren erfolgt nach Tolonen und Torunen (1996) eine C-Speicherung von $220 - 230 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Gorham (1991) veranschlagt die jährliche C-Akkumulation in kanadischen Mooren auf etwa $230 - 290 \text{ kg C ha}^{-1}$. Adger *et al.* (1990) geben für westeuropäische Niedermoore einen Wert von etwa $700 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an (zitiert nach Immirzi *et al.*, 1992: 108). Nach Armentano und Menges (1986) akkumulierten die Moore Westeuropas vor ihrer Kultivierung etwa $480 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Für eine ökonomische Beurteilung von Sanierungsmaßnahmen, insbesondere hinsichtlich der Effizienz, sind gesicherte wissenschaftliche Kenntnisse über die Prozesse in der Übergangsphase erforderlich. Der Erfolg einer eingeleiteten Maßnahme kann jedoch erst zu einem späteren Zeitpunkt nachgewiesen werden, über den Zeitraum dieser Phase selbst liegen noch keine abgesicherten Ergebnisse vor. Dieser Punkt ist für die Anrechnung der ökologischen Leistungen von besonderer Relevanz. Leistungen können nämlich erst dann entlohnt werden, wenn sie auch tatsächlich erbracht worden sind. Dieser Sachverhalt ist nicht nur im alltäglichen Geschäftsleben von Bedeutung, sondern auch im Rahmen der internationalen Klimapolitik.

Die gesetzlich bindenden Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls sehen explizit eine Anrechnung biologischer Quellen und Senken vor. Die sich aus dem Protokoll ergebenden Detailfragen sollen in späteren Protokollen geregelt werden. Derzeit bestehen noch Unsicherheiten beziehungsweise Unwägbarkeiten hinsichtlich der genauen Erfassung und Bilanzierung von biosphärischen Kohlenstoffsinken beziehungsweise -quellen. Durch einen Sonderbericht des IPCC sollen diese jedoch bis Mitte 2000 weitgehend ausgeräumt werden. Im Geiste des Kyoto-Protokolls können insbesondere solche Senken für den ersten Verpflichtungszeitraum 2008–2012 (Art. 3 Abs. 7) angerechnet werden, die durch eine Landnutzungsänderung nach 1990 von einer Quelle in eine Senke umgewandelt wurden (vergleiche ausführlich hierzu das Sondergutachten des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, WBGU 1998). Bei einer Sanierung degradierter Niedermoores erscheint es jedoch problematisch, da in der Übergangsphase zusätzliche negative Umweltwirkungen hervorgerufen werden, bevor die "stabile" dritte Phase erreicht wird (vergleiche Abb. 1).

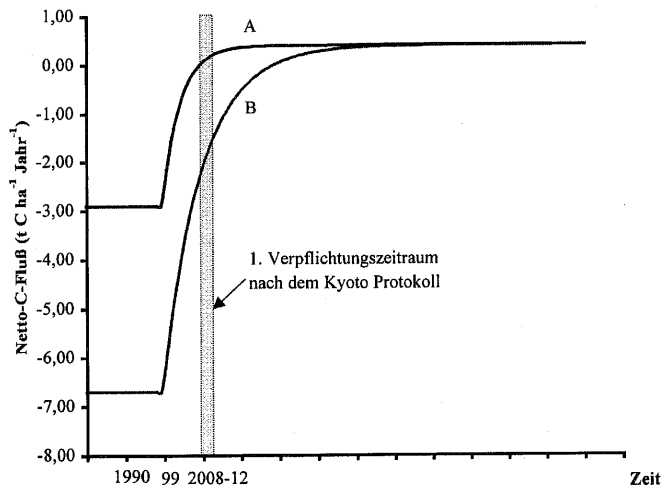


ABBILDUNG 1 Sanierung degradierter Niedermoores und die Anrechnung biologischer Quellen und Senken.

FIGURE 1 Restoration of degraded fens and the accounting of natural carbon sinks and sources.

Betrachten wir zuerst den gegenwärtigen Zustand: Entwässerte und in der landwirtschaftlichen Nutzung befindliche Niedermooresetzen nicht unerhebliche Mengen des treibhausrelevanten Spurengases CO_2 frei. Die Abhängigkeit der CO_2 -Freisetzung von der Entwässerungstiefe wird durch eine Vielzahl von Untersuchungen belegt (Mundel, 1976; Moore and Knowles, 1989; Moore und Dalva, 1993; Freeman *et al.*, 1993; Okruszko, 1993; Buttler *et al.*, 1994; Martikainen *et al.*, 1995; Nykänen *et al.*, 1995). Über einen fünfjährigen Zeitraum wurden die CO_2 -Emissionen bei unterschiedlichen Grundwasserständen und Torfmächtigkeiten anhand von Moorlysimetern ermittelt. Die höchsten CO_2 -Emissionen wurden während der Vegetationsperiode nachgewiesen. In Abhängigkeit von der Entwässerungstiefe wurden im Durchschnitt jährlich etwa 2,9 bis 6,7 t $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ freigesetzt (Behrendt *et al.*, 1994). Bei Untersuchungen auf vegetationsfreien Standorten in Finnland wurden etwa 4t $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen, an bewachsenen Standorten erhöhten sich die Emissionen auf 7t $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Nykänen *et al.*, 1995).

In Deutschland wurden an mehreren degradierten Niedermoorstandorten Untersuchungen zur Reaktion von Boden und Vegetation auf die Wiedervernässung unter unterschiedlichen Nutzungsbedingungen durchgeführt. Ausreichende Kenntnisse zur CO_2 -Freisetzung beziehungsweise C-Festlegung liegen für degradierte und natürliche Niedermoores vor. Eine abschließende Beurteilung, insbesondere ab wann es wieder zu einer C-Festlegung kommt, ist noch nicht möglich, da über Prozeßabläufe in wiedervernässten Niedermoores bisher wenig bekannt ist und die eingeleiteten Entwicklungen in dieser kurzen Zeit keine gesicherten Beweise zu Erfolg und Mißerfolg der Maßnahmen erbringen (Harter und Luthardt, 1997).

Werden degradierte Niedermoores nun durch eine Anhebung des Wasserstandes (bis mindestens an die Geländeoberkante) saniert, dann wird unter den anaeroben Verhältnissen die oxidative Torfzehrung (also die CO_2 -Freisetzung) gestoppt. Ein ausgeglichener Kohlenstoffhaushalt wird sich allerdings nicht sofort einstellen. Während einer Übergangszeit ist zudem mit erhöhten Methanemissionen zu rechnen. In natürlichen Niedermoores variieren diese über einen weiten Bereich von 190–430 kg $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Martikainen *et al.*, 1995). Die Lachgasemissionen werden nach der Anhebung des Wasserspiegels erheblich verringert (Maltby und Immirzi, 1993; Augustin *et al.*, 1996),

allerdings können periodische Schwankungen, vor allem im Sommer bei sinkenden Wasserständen, zu N-Mineralisationsschüben, und damit zu erhöhten Lachgasemissionen führen (Flessa *et al.*, 1996).

Die Abbildung 1 verdeutlicht die ökonomisch relevante Dimension des Problems, in der zwei hypothetisch denkbare Zeitpfade abgebildet sind. Da heute noch keine genauen Kenntnisse darüber vorliegen, welcher Pfad der "richtige" sein wird, wurde ein mögliches Szenario mit Hilfe einer exponentiellen Wachstumsfunktion modelliert. Die Pfade wurden mit Hilfe der Funktion $y(t) = K(1 - e^{-at})$ berechnet.

Es wird also angenommen, daß die derzeitigen CO₂-Emissionen eines degradierten Niedermoors infolge einer Wiedervernässung im Zeitablauf gegen Null tendieren und langfristig wieder eine stetige C-Bindung durch Torfakkumulation stattfindet. Erfolgt nun im Jahre 1999 eine Wiedervernässung eines degradierten Niedermoors, dann werden die derzeitigen CO₂-Emissionen in Zukunft gegen Null tendieren und langfristig wird wieder eine stetige C-Bindung durch Torfakkumulation stattfinden. Für K wurde in Anlehnung an die oben genannten Literaturangaben eine durchschnittliche Kohlenstoffakkumulation in Höhe von 0,4t C ha⁻¹ a⁻¹ angenommen. Für die CO₂-Emissionen degradiertener Niedermoore wurden in Pfad A ein Wert von 2,9t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ und in Pfad B ein Wert von 6,7t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ zugrunde gelegt. Außerdem wurde unterstellt, daß für eine Restitution tiefentwässerter Niedermoore ein längerer Zeitraum benötigt wird. Bei der Modellierung der beiden Pfade wurden daher unterschiedliche Regenerationsraten gewählt.

Betrachten wir nun die in Frage kommenden Handlungsoptionen: Beibehaltung der bisherigen Wirtschaftsweise *versus* Sanierung der degradierten Moore.

Wird die bisherige Wirtschaftsweise beibehalten und erfolgt keine Sanierung, dann emittieren die degradierten Niedermoore weiterhin CO₂. In Nordostdeutschland werden vielerorts die Grundwasserstände durch entsprechende technische Einrichtungen (Schöpfwerke) unterhalb der Vorflut abgesenkt. Eine Überflutung der Flächen kann nur durch künstlich angelegte Deiche, die der laufenden Unterhaltung bedürfen und somit Kosten verursachen, verhindert werden. Theoretisch kann eine vollständige Torfmineralisation des Moorkörpers durch eine entsprechende Absenkung der Grundwasserstände erfolgen. Nach ökonomischem Verständnis sind diese Emissionen, da anthropogen

bedingt, den CO₂-Emissionen anderer Emittenden (Energie, Industrie, Verkehr) gleichzusetzen und im Rahmen eines umfassenden Honorierungssystems zu besteuern. Würden die oben genannten Steuersätze in einem umfassenden CO₂-Steuersystem eingeführt, dann wäre davon auszugehen, daß durch den Marktmechanismus die lenkenden Wirkungen innerhalb kürzester Zeit sichtbar und entsprechende Sanierungsmaßnahmen von den Landnutzern eingeleitet würden.

Bei einer Sanierung sind die beiden Zeitpfade (A und B) von Interesse. In Pfad A ist ein zeitlicher Verlauf einer Sanierungsmaßnahme, der durchaus unter optimalen Bedingungen vorstellbar erscheint, dargestellt. Dieser hypothetisch konstruierte Pfad erscheint realistisch, wenn zeitgleich bei einer Wiedervernässung eine entsprechende Bepflanzung der Flächen erfolgt. Aufgrund der physiologischen Eigenschaften unterstützt das gemeine Schilf (*Phragmites australis*), im Unterschied zu anderen Pflanzenarten, in optimaler Weise die Restitution der degradierten Niedermoore. Nach einer Bestandesbegründung ist bereits in drei bis fünf Jahren mit einem flächendeckenden und torfbildenden Röhrichtbestand zu rechnen (Timmermann, 1999). Der Pfad B deutet einen weniger günstigen Verlauf an. Würde Pfad A tatsächlich eintreten, was allerdings eine sofortige Initiierung einer Sanierungsmaßnahme voraussetzte, wäre eine politische Legitimation für eine Honorierung ökologischer Leistungen von dem Zeitpunkt der beginnenden C-Bindung vorhanden. Eine wesentliche Voraussetzung für eine umweltverträglichere Nutzung der Niedermoore wäre somit geschaffen. Damit Niedermoore wieder als Kohlenstoffsенke fungieren können, sollte möglichst zügig mit Wiedervernässungsmaßnahmen begonnen werden. Die langfristige Kohlenstoffestlegung in Niedermooren kann, sofern dies politisch gewollt wird, entsprechend honoriert werden. Ein optimaler Verlauf entsprechend dem Zeitpfad A vorausgesetzt, könnte eine Gutschrift bereits im ersten Verpflichtungszeitraum (2008 bis 2012) rechtfertigen.

5. SCHLUSSFOLGERUNG UND EMPFEHLUNG

Die ökonomische Analyse einer Sanierung degradiertter Niedermoore, insbesondere der klimapolitischen Implikationen, zeigen, daß die

gegenwärtige Nutzungsweise umweltbelastend und die damit verbundene agrarpolitische Förderpraxis höchst kontraproduktiv ist. Während an anderer Stelle der Volkswirtschaft Kosten zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aufgewandt werden müssen, damit klimapolitisch angestrebte Ziele erreicht werden können, wird die mit der herkömmlichen Nutzung einhergehenden CO₂-Emission belohnt. Somit besteht für die Landnutzer zur Zeit noch kein Anreiz zur Suche nach alternativen (umweltverträglicheren) Nutzungsweisen. Unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen wäre im Gegenteil eine optimale einzelwirtschaftliche Strategie dadurch gekennzeichnet, daß die Niedermoore, ohne Berücksichtigung ökologischer Nebenbedingungen, möglichst intensiv genutzt werden müßten (Goetz, 1997). Aus ökonomischer Sicht könnte von einem Marktversagen gesprochen werden, wenn marktähnliche Allokationsmechanismen wirksam wären. Im vorliegenden Fall handelt es sich jedoch um eine politisch bedingte Fehlsteuerung.

Durch den Einsatz wirtschaftspolitischer Instrumente kann eine effizientere Allokation der knappen Ressourcen herbeigeführt werden. Eine Sanierung der Niedermoore leistet einen Beitrag zur Erreichung klimapolitischer Ziele. Durch den Anbau und die Ernte von Schilf kann gleichzeitig eine dauerhaft-umweltgerechtere Nutzung der sanierten Flächen erfolgen (vergleiche hierzu RSU, 1996).

Eine Honorierung ökologischer Leistungen erscheint spätestens dann gerechtfertigt, wenn eine Festlegung von Kohlenstoff erfolgt. Die Ergebnisse der oben angeführten Studien zeigen, daß eine Zielerreichung nur bei entsprechender Ausgestaltung und Dimensionierung der Steuersätze (vergleiche Tab. 1) erfolgen kann. Damit sich die ökonomischen Lenkungswirkungen auch bei der Sanierung degradierter Niedermoore entfalten können, ist ein konsistentes Honorierungssystem einzuführen, in welches auch die terrestrischen Kohlenstoffsenken mit einbezogen werden. Der Landnutzer erhält dann in Abhängigkeit von der jährlichen CO₂-Emissionsfracht beziehungsweise C-Akkumulation und dem Steuersatz je Tonne emittiertem CO₂ beziehungsweise festgelegtem Kohlenstoff einen entsprechenden Malus beziehungsweise Bonus verrechnet.

In der Höhe des Steuersatzes sind zwischen den oben dargestellten Studien und den bereits eingeführten CO₂-Steuern in ausgewählten OECD-Ländern erhebliche Unterschiede zu verzeichnen. Die in den

ökonomischen Modellen unterstellten Steuersätze reichen bis zu 420 DM je Tonne CO₂, während die Höchstmarke der in den skandinavischen Ländern bereits erhobenen CO₂-Steuersätze bei 70 DM pro Tonne CO₂ liegt. Die Bandbreite einer Ökosteuer, die ihren Zweck erfüllen soll, wird zwischen diesen beiden Größen angesiedelt sein. Der "richtige" Abgabensatz kann jedoch nicht nur durch wirtschaftswissenschaftliche Studien festgelegt werden, sondern muß vielmehr in demokratisch legitimierten Gesellschaften durch einen politischen Konsensbeschluß herbeigeführt werden. Nach Maßgabe der bereits umgesetzten Steuersätze in den skandinavischen Ländern könnte die Kohlenstofflegung in Niedermooren bei einer jährlichen Akkumulation von 0,4t C ha⁻¹ (entspricht 1,47t C) etwa mit 100 DM ha⁻¹ honoriert werden.

Ob und in welcher Höhe hierzulande eine Honorierung natürlicher Senken erfolgen sollte, ist eine Frage, die von politischer Seite beantwortet werden muß. Bei diesem Abwägungs- beziehungsweise Aushandlungsprozeß stellt sich die Frage, wie hoch ein optimaler Steuersatz bei der Ausgestaltung der Umweltabgabe sein muß und auf welchem Pfad er eingeführt werden sollte. Häufig wird vorgeschlagen, eine CO₂-Steuer schrittweise einzuführen, um Strukturbrüche zu vermeiden und die Anpassungskosten der Betroffenen gering zu halten. Dieser Vorschlag ist ohne Zweifel auch für die Sanierung degradierter Niedermoore zielführend, da aufgrund der natürlichen Gegebenheiten eine flächendeckende Sanierung aufgrund einer stark ausgeprägten negativen klimatischen Wasserbilanz limitiert ist beziehungsweise nur innerhalb eines entsprechenden Zeithorizontes realisiert werden kann.

Danksagung

Das Forschungsvorhaben wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) in Osnabrück gefördert. Wir möchten uns an dieser Stelle für die Unterstützung bedanken.

Literatur

- Armentano, T. V. and Menges, E. S. (1986) Patterns of Change in the Carbon Balance of Organic Soil-Wetlands of the Temperate Zone. *Journal of Ecology*, **74**, 755–774.
Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W. and Reining, E. (1996) Effect of Changing Temperature and Water Table on Trace Gas Emission from Minerotrophic Mires. *Angewandte Botanik*, **70**, 45–51.

- Bach, S., Kohlhaas, M., Meinhardt, V., Praetorius, B., Wessels, H. und Zwiener, R. (1995) Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform. Berlin: Duncker und Humblot.
- Baumol, W. J. and Oates, W. E. (1971) The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. *Swedish Journal of Economics*, **73**, 42–54.
- Behrendt, A., Mundel, G. und Hölzel, D. (1994) Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **35**, 200–208.
- Buttler, A., Diné, H. and Lévesque, P. E. M. (1994) Effects of Physical, Chemical and Botanical Characteristics of Peat Carbon Gas Fluxes. *Soil Science*, **158**, 365–374.
- Cansier, D. (1996) Umweltökonomie. 2. Auflage. Stuttgart: Lucius und Lucius.
- Cansier, D. and Krumm, R. (1997) Air Pollutant Taxation: An Empirical Survey. *Ecological Economics*, **23**, 59–70.
- Clymo, R. S. (1984) The Limits to Peat Bog Growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **B303**, 605–654.
- Clymo, R. S. (1992) Models of Peat Growth. *Suo* **43**, 127–136.
- Endres, A. (1994) Umweltökonomie – Eine Einführung. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Flessa, H., Wild, U., Klemisch, M. und Pfadenhauer, J. (1996) C- und N- Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **38**, 11–17.
- Freeman, C., Lock, M. A., and Reynolds, B. (1993) Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from a Welsh Peatland Following Simulation of Water Table Draw-Down: Potential Feedback to Climatic Change. *Biogeochemistry*, **19**, 51–60.
- Gorham, E. (1991) Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological Applications*, **1**, 182–195.
- Goetz, R. U. (1997) Die optimale landwirtschaftliche Nutzung von Niedermooeren im Berner Seeland aus privatwirtschaftlicher Sicht. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **38**, 87–92.
- Hampicke, U. (1996) Perspektiven umweltökonomischer Instrumente in der Forstwirtschaft insbesondere zur Honorierung ökologischer Leistungen. Materialien zur Umweltforschung, Bd. 27. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Harter, A. und Luthardt, V. (1997) Revitalisierungsversuche in zwei degradierten Niedermooeren in Brandenburg – Eine Fallstudie zur Reaktion von Boden und Vegetation auf Wiedervernässung. *Telma*, **27**, 147–169.
- Hettich, F., Killinger, S. und Winkler, P. (1997) Die ökologische Steuerreform auf dem Prüfstand. Zur Kritik am Gutachten des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, **20**, 199–225.
- Hillebrand, B., Wackerbauer, J., Behring, K., Karl, H.-D., Lehr, U., Oberheitmann, A., Ratzenberger, R., Siebe, T., Storchmann, K.-H. unter Mitarbeit von Goldrian, G. und Hild, R. (1996) Gesamtwirtschaftliche Beurteilung von CO₂-Minderungsstrategien. Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Heft 19. Essen.
- Hillebrand, B., Kohlhaas, M., Koschel, H., Linscheidt, B. und Schmidt, T. F. N. (1998) Der Einfluß von Energiesteuern und – abgaben zur Reduktion von Treibhausgasen auf Innovation und technischen Fortschritt – Clearing-Studie. RWI-Papiere Nr. 55. Essen.
- Holub, H.-W. und Schnabl, H. (1994) Input–Output-Rechnung: Input-Output-Analyse. München, Wien: Oldenbourg.
- Immirzi, C. P., Maltby, E. and Clymo, R. S. (1992) The Global Status of Peatlands and their Role in Carbon Cycling. A Report for Friends of the Earth by the Wetland Ecosystems Research Group. Department of Geography. London: University of Exeter.
- Lappalainen, E., (Ed.) (1996) Global Peat Resources. Jyskä: International Peat Society.
- Maltby, E. and Immirzi, P. (1993) Carbon Dynamics in Peatlands and Other Wetland Soils. Regional and Global Perspectives. *Chemosphere*, **27**, 999–1023.

- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Alm, J. and Silvola, J. (1995) Change 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.
- Meyer, B., Bockermann, A., Ewerhart, G. und Lutz, C. (1997) Was kostet eine Reduktion der CO₂-Emissionen? Ergebnisse von Simulationsrechnungen mit dem umweltökonomischen Model PANTA RHEI. Beiträge des Instituts für empirische Wirtschaftsforschung Nr. 55. Osnabrück.
- Meyer, B. und Bockermann, A. (1999) Marktkonforme Umweltpolitik. Heidelberg: Physica.
- Michaelis, P. (1996) Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg: Physica.
- Michaelis, P. (1997) Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstoffall. Eine theoretische und empirische Analyse. Tübingen: Mohr.
- Moore, T. R. and Dalva, M. (1993) The Influence of Temperature and Water Table Position on Carbon Dioxide and Methane Emissions from Laboratory Columns of Peatland Soils. *Journal of Soil Science*, **44**, 651–664.
- Moore, T. R. and Knowles, R. (1989) The Influence of Water Table Levels on Methane and Carbon Dioxide Emissions from Peatland Soils. *Canadian Journal of Soil Science*, **69**, 33–38.
- Mundel, G. (1976) Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **20**, 669–679.
- Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. und Martikainen, P. J. (1995) Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a Virgin Fen and a Fen Drained for Grasland in Finland. *Journal of Biogeography*, **22**, 351–357.
- Okrusko, H. (1993) Transformation of Fen-Peat Soils Under the Impact of Draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, **406**, 3–73.
- OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) (1994) Managing the Environment: The Role of Economic Instruments. Paris.
- Reich, U.-P., Stäglin, R., Stahmer, C. unter Mitarbeit von Schintke, J. und Eichmann, W. (1995) Ein System von Input–Output-Tabellen für die Bundesrepublik Deutschland. Konzeption, Erstellung, Auswertung. Berlin: Duncker und Humblot.
- RSU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996) Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Schumann, J. (1968) Input–Output-Analyse. Berlin: Springer.
- Timmermann, Anbau von Schilf T. (1999) (*Phragmites australis*) als ein Weg zur Renaturierung von Niedermooren – Eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsentwicklung und den Konsequenzen für die Praxis. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, in dieser Ausgabe.
- Tolonen, K. and Torunen, J. (1996) Carbon Accumulation in Mires in Finland. *Proceedings of the International Workshop on "Northern Peatlands in Climate Change"* Hyttälä, Finland: Publications of the Academy of Finland 1/96, pp. 250–255.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1998) Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten 1998. Bremerhaven.