



**Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes  
von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins**

**Endbericht Teilprojekt 2  
Kiel April 2001**

**Auftraggeber:**

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer

**Auftragnehmer:**

Ökologie-Zentrum an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

**Bearbeiter:**

Jan Kieckbusch & Joachim Schrautzer

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	3
2	Material und Methoden.....	3
	2.1.1 Oberflächenwasserproben.....	3
	2.1.2 Wassermengenmessungen .....	6
	2.1.3 Bodenwasserproben .....	7
	2.1.4 Laboruntersuchungen.....	8
	2.1.5 Wasserstände.....	8
	2.1.6 Bohrungen.....	9
	2.1.7 Vegetation.....	9
	2.1.8 Stoffspezies .....	10
	2.1.9 Witterung .....	10
3	Ergebnisse und Diskussion .....	11
	3.1 Oberes Eidertal.....	11
	3.1.1 Standortuntersuchungen.....	14
	3.1.2 Eintragspfade im Eidertal .....	29
	3.1.3 Nährstoffeinträge in die Eider und Möglichkeiten ihrer Reduktion .....	49
	3.1.4 Nährstoffretention in der Eider .....	57
	3.2 Pohnsdorfer Stauung.....	58
	3.2.1 Standortuntersuchungen.....	59
	3.2.2 Zusammenfassende Bewertung der Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung in Hinblick auf die Nährstoffretention und Möglichkeiten zur Effizienzerhöhung	97
4	Zusammenfassung.....	101
5	Literatur.....	103

## **1 Einleitung**

Im Teilbereich 2 des Forschungsprojektes zur Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins wurden in den beiden Modellgebieten des geplanten Niedermoorprogramms (Pohnsdorfer Stauung und Oberes Eidertal) Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt durchgeführt. Anhand von hydrochemischen und ökohydrologischen Analysen wurden die für die beiden Feuchtgebiete in Hinblick auf den Nährstoffhaushalt relevanten Prozesse und Fließpfade erfasst und dokumentiert, um bereits umgesetzte oder geplante Maßnahmen zur Nährstoffretention auf ihre Effektivität hin bewerten zu können. Das Teilprojekt 2 steht in enger Verzahnung mit dem Teilprojekt 1. Das im ersten Teilprojekt vorgestellte Pfad-Transformations-Konzept ist Grundlage für die hier vorgestellten ökohydrologischen Untersuchungen. Die gemessenen Konzentrationen und Wasserflüsse in den beiden Modellgebieten dienen der Kalibrierung und Verifikation der im ersten Teilprojekt dargestellten Berechnungen mit dem Matrixmodell. Darüberhinaus wurden im Teilprojekt 2 feuchtgebietspezifische und jahreszeitlich bedingte Prozesse im Nährstoffhaushalt untersucht. Das im Rahmen des Teilprojektes begonnene Meßkonzept bildet ferner die Grundlage für eine längerfristige Effizienzkontrolle im Rahmen des Niedermoorprogramms.

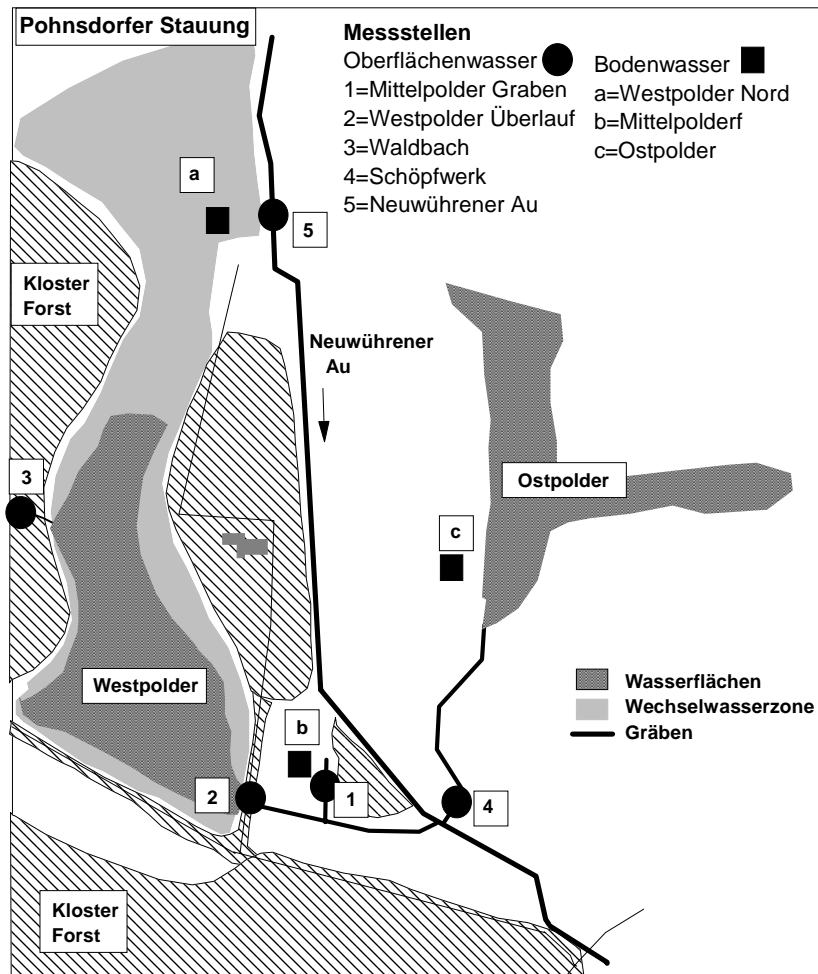
## **2 Material und Methoden**

### **2.1.1 Oberflächenwasserproben**

Die Analyse von Oberflächenwasserproben wurde teilweise in Zusammenarbeit mit dem LANU-Labor, Abteilung 2 (Analytikbereich, Frau Dr. Rüniger) durchgeführt. Dabei erfolgte an 10 Standorten von Seiten des ÖZK eine ca. 14-tägige Probenahme und die Messung der Parameter Leitfähigkeit (WTW TetraCon 325), pH (WTW SenTix 41), Redox (WTW SenTix ORP), Sauerstoffgehalt (WTW OxiCal SL) und Temperatur (WTW TetraCON 325) im Gelände. Vor der ersten Probenahme erfolgte eine Einweisung in die Probenahmepraxis des LANU im Gelände durch den Probenehmer des LANU, Herrn Bielefeld. Im LANU-Labor wurden bei diesen Proben die Parameter Chlorid, TOC, DOC,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Gesamt-N,  $\text{PO}_4\text{-N}$ , Gesamt-P, Sulfat und Kalium gemessen.

Die Probenahmestellen befinden sich an folgenden Orten (Kurzbezeichnung in Klammern):  
**Pohnsdorfer Stauung (Abb. 1)**

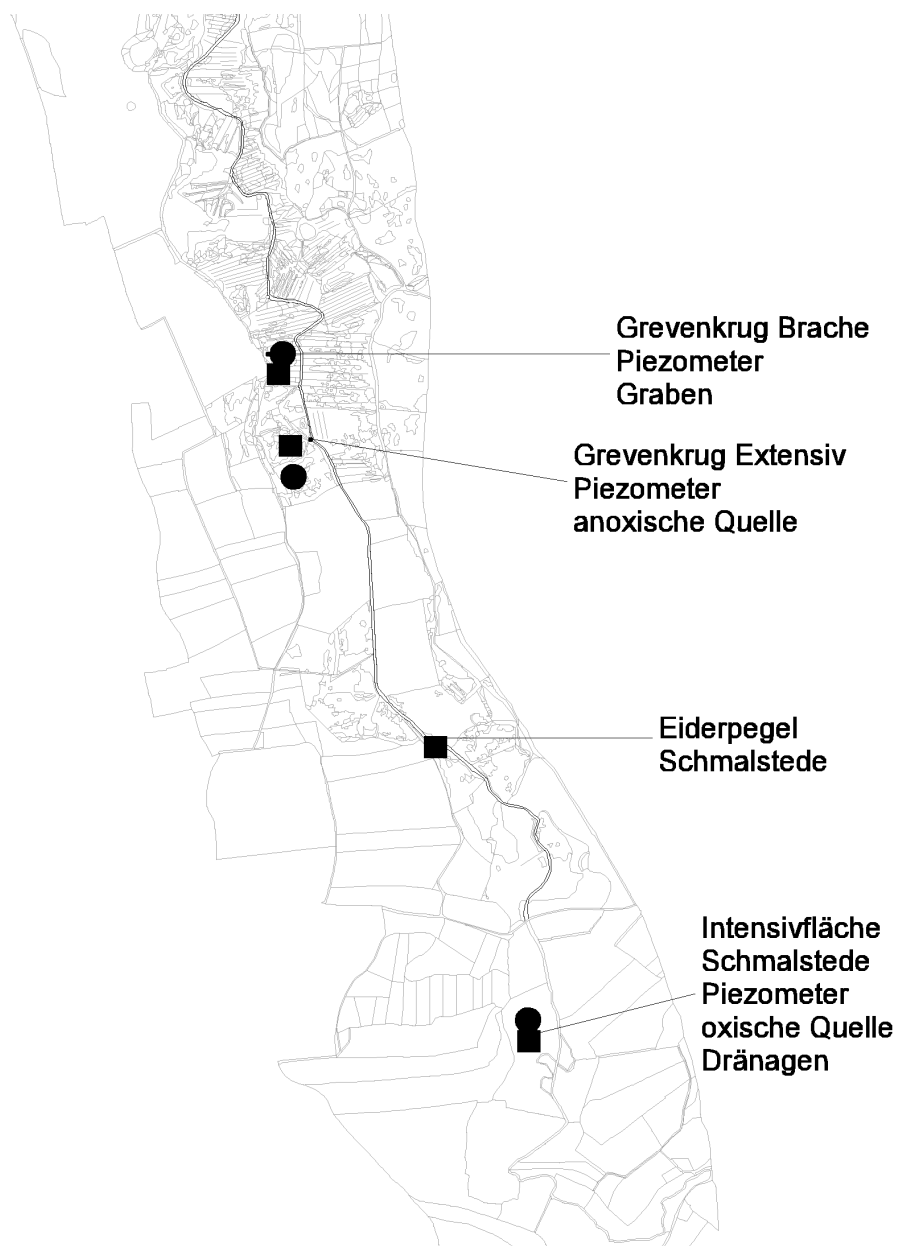
- (PWS01) Mittelpolder: Graben
- (PWÜ02) Westpolder Nord: vor dem Überlauf
- (PWB03) Waldbach: einziger Zufluss zum Westpolder aus dem Klosterforst
- (PSCH04) Schöpfwerk: Zusammenfluss von Ostpolder und Westpolder
- (PAu05) Neuwührener Au: am Nordrand des Gebietes.



**Fig. 1:** Lage der Untersuchungsstandorte in der Pohnsdorfer Stauung.

**Eidertal (Abb. 2)**

- (EMoEi01) Eider: beim Pegel Flintbek
- (EGrB02) Grevenkrug Brache: Graben in einem brachliegenden Bereich
- (EGrE03) Grevenkrug Extensiv: Quelle inmitten einer extensiv genutzten Moorfläche
- (ESchD04) Schmalstede: hangnahe Quelle unterhalb intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen
- (ESchEi05) Eider: beim Pegel Schmalstede



**Fig. 2:** Lage der Untersuchungsstandorte im mittleren Eidertal. Nicht dargestellt ist der Standort Molfsee und der Eiderpegel Flintbek

Der Waldbach (Pohnsdorfer Stauung) führte ab Juni kein Wasser mehr, so dass den Sommer über eine Probeflasche für wechselnde Extrastandorte zur Verfügung stand. Da sich im Herbst 1999 für die beiden Probenahmestandorte Grevenkrug Graben und Grevenkrug Quelle eine sehr gleichmäßiger Konzentrationverlauf ohne jahreszeitliche Schwankungen abzeichnete, wurden diese beiden Standorte ab Winter 1999 nur noch einmal im Monat beprobt und dafür alle zwei Wochen auch diese beiden Probeflaschen für die Beprobung von Extrastandorten verwendet.

Die Probenahme begann am 11.05.1999 und endete vertraglich vereinbart am 20.09.2000. Da jedoch eine weitere Beprobung als Grundlage für ein Monitoringprogramm in den beiden Modellgebieten erwünscht war, wurde in Absprache mit dem Auftraggeber ab Anfang Oktober die Probenahme bis zum 13.12.2000 fortgesetzt. Ab 2001 wird die Probenahme auf 6 Meßstellen reduziert weitergeführt. In diesem Bericht werden die Ergebnisse der Analysen bis Ende Januar 2001 vorgestellt.

### **Screening**

Da sich im Sommer 1999 zeigte, dass mit den 10 oben genannten Untersuchungsstandorten die zeitliche und räumliche Heterogenität der Nährstoffverhältnisse in den beiden Untersuchungsgebieten nur unvollständig beschreiben läßt, wurden zusätzlich zu den vom LANU-Labor gemessenen Wasserproben etwa 300 weitere Wasserproben aus Dränagen, Gräben und Quellen zusätzlich genommen und im Labor des ÖZK analysiert.

Um im Eidertal eine flächenhafte Übersicht über die Nährstoffverhältnisse (insbesondere der Stickstoffkonzentrationen) in Quellen, Gräben, Dräns und Tränken zu bekommen, wurden in Herbst 1999 zwischen Grevenkrug und Schmalstede zahlreiche Wässer in Form eines Screenings beprobt. Im Mai 2000 wurden weiterhin sämtliche in die Eider einmündende Gräben, Dränagen und Quellen von Schmalstede bis Flintbek beprobt und die Wassermenge gelitert oder abgeschätzt.

#### **2.1.2 Wassermengennmessungen**

Um Stofffrachten zu quantifizieren, wurden an mehreren Punkten zu den Konzentrationen auch die Wassermengen bestimmt. In der Pohnsdorfer Stauung wurden im Westpolder die Wassereinträge über den Waldbach und die Austräge am Überlauf gelitert. Diese Daten sind Grundlage für die Bilanzierungen der Stofffrachten im Polder. Im Eidertal wurden an mehreren Dräns und mit Röhren eingefassten Quellen und Gräben die Wassermengen gelitert. An den Eiderpegeln Schmalstede und Flintbek wurden im Rahmen einer Diplomarbeit (Insa Otten) von März bis Dezember 2000 etwa wöchentlich die Abflussmengen anhand von Flügelmessungen bestimmt.

### 2.1.3 Bodenwasserproben

Um die Nährstoffdynamik auf der Standortebene zu untersuchen, wurden an 7 Standorten in drei bis vier Tiefen ((10), 20, 40 und 70 cm) Piezometerbrunnen installiert. Die Piezometer wurden aus PVC-Röhren hergestellt, die am unteren Ende mit einem Heißluftfön verschweisst und auf einem 5 Zentimeter hohen Filterabschnitt fein durchbohrt wurden. Ein Nylonstrumpf schützt den Filter vor Verschlammung.

Die Piezometer befinden sich an folgenden Standorten (Kürzel in Klammern):

#### **Pohnsdorfer Stauung (Abb. 1)**

- (PWN) Westpolder Nordteil: Brache, Wechselwasserzone mit winterlicher Überflutung
- (PM) Mittelpolder: extensiv genutzte Wiese, nur bei extremen Wasserständen überflutet, Überflutung durch Abstellen des Schöpfwerkes geplant
- (POST): Brache neben extensiver Weide, Wechselwasserzone mit winterlicher Überflutung.

#### **Eidertal (Abb. 2)**

- (EMO) Molfsee: Brache im regelmäßigen Überflutungsbereich der Eider
- (GB) Grevenkrug: Brache im winterlichen Überflutungsbereich der Eider
- (GEX) Grevenkrug: extensive Weide, Hangfussbereich
- (SCH) Schmalstede: relativ intensiv genutzte Mähweide, zentrale Moorfläche

Aus den Piezometern wurden etwa im 14-tägigen Rhythmus Wasserproben genommen. Am Vortag vor der Probenahme wurden die Röhren entleert, um frisches Wasser nachströmen zu lassen.

Vor Ort wurden die Parameter Leitfähigkeit, pH, Redox, Sauerstoff und Temperatur mit WTW-Sonden (s.o.) gemessen. Bei ausreichender Probenwassermenge wurden zwei 50 ml PVC und ein 50 ml Glasbehälter gefüllt. Die PVC-Wasserproben wurden zur späteren Filtration und N-Bestimmung eingefroren, das Wasser in den Glasgefäßen zur P- und K-Bestimmung mit 0,5 ml konz.  $\text{HNO}_3$  angesäuert und gekühlt gelagert.

Mit den Piezometern lässt sich das Bodenwasser in der gesättigten Bodenzone erfassen. Wenn im Sommerhalbjahr die Wasserstände absinken, fallen die oberflächennahen Piezometer trocken. Die in der ungesättigten Zone ablaufenden Prozesse (z.B. Nitratbildung durch Mineralisation) können daher nicht direkt analysiert werden. Ein Hinweis auf diese Prozesse sind jedoch Konzentrationsänderungen in den Piezometern bei wiederansteigenden Wasserständen, wenn die während der ungesättigten Phase gebildeten Stoffe im Wasser gelöst werden und in die Piezometer gelangen.

### **Probleme bei der Probenahme**

Im Verlauf des trockenen Sommerhalbjahres 1999 sanken die Wasserstände stark ab, so dass zahlreiche Piezometer trockenfielen oder innerhalb von 24 Stunden nur wenig Wasser nachlief. Bei solchen geringen Wassermengen wurde Priorität auf die Nitrat- und Ammonium-Bestimmung gelegt.

Bei Bodenfrost war keine Probenahme aus den Piezometern möglich, da das Wasser in den Röhren gefroren war. Die beiden zeitweise überfluteten Standorten Pohnsdorf Mittelpolder und Molfsee waren bei sehr hohen Wasserständen und teilweiser Eisbedeckung im Winter 1999/2000 zeitweise unzugänglich und konnten dann ebenfalls nicht beprobt werden.

Bei den Messungen im Gelände gab es mehrfach Probleme mit der Sauerstoffsonde, da die Sonde bei feucht-kalter Witterung im Verlauf der Probenahme zu niedrige Werte anzeigte oder sich nicht mehr kalibrieren ließ. Die Sauerstoffsonde erwiesen sich weiterhin als wenig geeignet für die Messungen des Sauerstoffgehaltes in der Bodenlösung, da die Sonde konstant angeströmt werden muss. Beim Rühren in den engen Probegefäßen wurde vermutlich Sauerstoff eingetragen, so dass sich keine konstanten Werte ergaben. Bei den pH-Messungen reagierte die Sonde an einigen Tagen mit Temperaturen um den Nullpunkt sehr träge und zeigte zu niedrige Werte an, wie bei Kontrollmessungen im Labor festgestellt wurde.

#### **2.1.4 Laboruntersuchungen**

Die im Labor des Ökologie-Zentrums analysierten Wasserproben wurden wie folgt bestimmt:

- $\text{NO}_3\text{-N}$ : Filterung mit 0,4  $\mu\text{m}$  Nuclepore Membran-Filter, Messung am Rapid-Flow-Analyser
- $\text{NH}_4\text{-N}$ : Filterung mit 0,4  $\mu\text{m}$  Nuclepore Membran-Filter, Messung am Rapid-Flow-Analyser
- Gesamt-N: ungefilterte Proben
- $\text{PO}_4\text{-P}$ : angesäuerte Proben aus Glasflaschen, Filterung mit 0,4  $\mu\text{m}$  Nuclepore Membran-Filter, Messung am Rapid-Flow-Analyser
- Gesamt-P: angesäuerte, unfiltrierte Proben
- K: angesäuerte Proben, Messung am Atom-Absorptions-Spektrometer.

#### **2.1.5 Wasserstände**

Zur Erfassung der Grundwasserdynamik wurden an jedem Piezometerstandort Grundwasserröhren installiert. Die Grundwasserbrunnen bestehen aus PVC-Röhren, die auf ganzer Länge zerschlitzt sind. Zusätzlich wurden Transekte von Grundwasserbrunnen bei Schmalstede (8 Brunnen) angelegt. Die Transekte beginnen im mineralischen Hangbereich und führen auf die Niedermoorfläche.



Auch an einigen Oberflächengewässern wurden Wasserstände gemessen. Die Messungen erfolgten an folgenden Standorten mit Drucksonden und stündlich aufzeichnenden Dataloggern:

#### **Pohnsdorfer Stauung (Abb. 1)**

- Neuwührener Au
- Westpolder Nord (Brunnen)
- Westpolder Überlauf
- Ostpolder (Brunnen) solar
- Ostpolder Erlenbruch (Brunnen) solar

#### **Eidertal (Abb. 2)**

- Molfsee (Brunnen)
- Grevenkrug (Brunnen)
- Schmalstede Intensivweide (Brunnen)

In der Pohnsdorfer Stauung werden zwei Logger über Solarpannells mit Strom versorgt, die Wartungsarbeiten minimieren und dafür sorgen, dass die im Gebiet sich aufhaltenden Kraniche so wenig wie möglich beunruhigt werden. Bei den übrigen Sonden musste alle 14 Tage die Batterie und das Trockengel gewechselt werden. Leider ergaben sich im Verlauf des Sommers herstellungsbedingte Ausfälle von fast allen Sonden, die vom Hersteller gegen neue Modelle umgetauscht wurden. Aufgrund länger andauernder Verhandlungen fielen einige Sonden von Juni bis November 1999 aus. Da auch einige der Ersatzsonden nicht zuverlässig arbeiteten, sind seit Dezember 2000 Drucksonden einer anderen Firma im Einsatz.

An den übrigen Brunnen und Pegeln wurde ein bis zweimal in der Woche der Wasserstand manuell mit dem Zollstock bestimmt. An der Eider wurden die Wasserstandsaufzeichnungen an den Pegeln Schmalstede, Flintbek und Hammer vom LANU (Herr Benn) benutzt. Auch die Wasserstandsmessungen an zwei Tiefbrunnen bei Grevenkrug wurden vom LANU durchgeführt und die Ergebnisse mitgeteilt (Herr Angermann).

### **2.1.6 Bohrungen**

An den Hängen bei Schmalstede wurden mit dem 1 Meter Bohrstock Transekte im Übergangsbereich Niedermoor-Mineralboden erbohrt, um Hinweise auf stauende Bodenschichten zu bekommen.

### **2.1.7 Vegetation**

Auf den einzelnen Probeflächen für die Bodenwasseranalysen wurden Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet zur Beschreibung der Artenzusammensetzung und Vegetations-

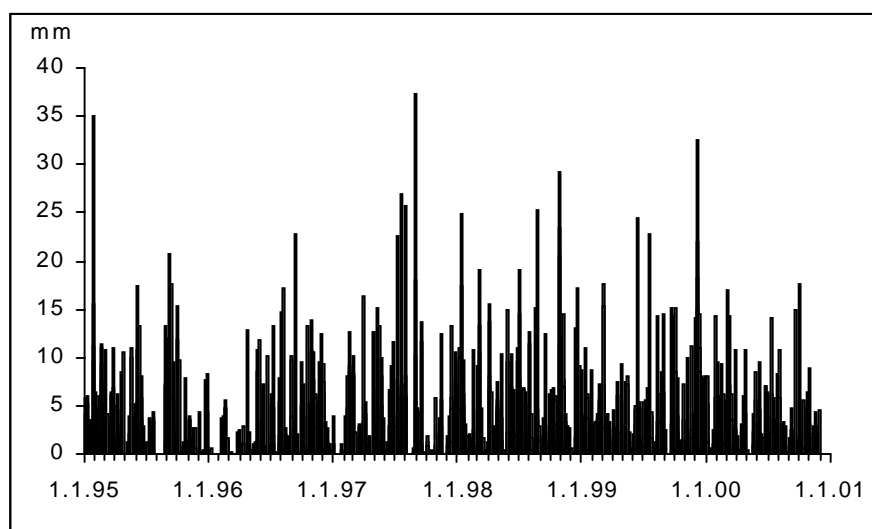
deckung angefertigt. Während der Vegetationsperiode 2000 wurde die Biomasse an den Untersuchungsstandorten bestimmt, indem ein Quadratmeter große Parzellen (5 Parallelen) zur Zeit der maximalen Vegetationsentwicklung gemäht, das Mahdgut getrocknet und gewogen wurde (maximum standing crop). Auf beweideten Flächen wurde mehrfach im Jahr die Biomasse geerntet.

### **2.1.8 Stoffspezies**

Einige Stoffspezies und Fraktionen wurden aus gemessenen Werten berechnet. Der organisch gebundene Stickstoff wurde aus der Subtraktion des Gesamt-N minus Ammonium-N, Nitrit-N und Nitrat-N bestimmt. Da Nitrit an allen Messstellen nur in geringer Konzentration auftrat, wird bei der Auswertung auf diese Stickstoffspezies nicht weiter eingegangen. Aus dem TOC minus dem DOC wurde der partikuläre organische Kohlenstoff (POC) berechnet. Beim Phosphor gibt es Probleme mit der eindeutigen Nomenklatur, da aus methodischen Gründen einige Fraktionen bestimmt werden, die nicht exakt mit chemischen Spezies übereinstimmen. Der Gesamtphosphor (Gesamt-P) wurde durch oxidativen Aufschluss der unfiltrierten Probe bestimmt und enthält auch die partikulären Komponenten (PP). Von der filtrierten Probe (0,45 µm) wurde der „Phosphat-P-Gehalt“ (auch als Orthophosphat, gelöster reaktiver Phosphor SRP oder DRP bezeichnet) bestimmt, der aber neben dem freien Ion auch labile andere Phosphorverbindungen enthält. Die Subtraktion des „Phosphat-P-Gehaltes“ vom Gesamt-P ergibt eine heterogene Fraktion, die neben dem partikulären Phosphor (PP) auch gelösten organischen Phosphor (DOP) enthält. Diese heterogene Fraktion wird von einigen Autoren vereinfacht als „organischer Phosphor“ bezeichnet (z.B. Kovacic et al. 2000). Auch in dieser Untersuchung wird so verfahren.

### **2.1.9 Witterung**

Die beiden Untersuchungsjahre weisen einen unterschiedlichen Witterungsverlauf auf. Das späte Frühjahr, der Sommer und der Frühherbst 1999 waren durch geringe Niederschläge und häufige sonnige Hochdrucklagen gekennzeichnet. Starke Niederschläge in Folge eines Orkantiefs gab es in der ersten Dezemberdekade 1999 und auch im Januar und März 2000 fielen ergiebige Niederschläge (Abb. 3). Das Frühjahr 2000 fiel durch eine frühe niederschlagsarme Wärmeperiode von April bis Mitte Mai auf. Der Sommer und Herbst brachte regelmäßige, aber nicht außergewöhnlich ergiebige Niederschläge und auch im Winter 2000/2001 gab es keine Starkregenereignisse wie im Winter 1999/2000.



**Fig. 3:** Tägliche Niederschlagsmenge (mm) von 1995 bis 2001 (Daten der Wetterstation Ruhwinkel, ca. 20 km südlich der Untersuchungsgebiete Pohnsdorfer Stauung und Oberes Eidertal gelegen).

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Oberes Eidertal

Das obere Eidertal zwischen Schmalstede und Molfsee ist ein für das östliche Hügelland typisches Flusstalmoor. Die Region wurde durch mehrere Gletschervorstöße während der letzten Eiszeit vorgeformt und durch fluviatile Erosions- und Verlandungsprozesse in der Nacheiszeit überprägt. Im östlichen Teil sind Endmoränenzüge aus Geschiebemergel zu finden, während im südwestlichen Bereich Schmelzwassersande einen Kameszug aufgebaut haben. In der Nacheiszeit bildeten sich in der Talniederung in Toteislöchern mehrere Seen, in denen bis zu 8 Meter mächtige Mudden sedimentierten. Die Seenverlandung führte zur Niedermoortorfbildung, wobei Erlenbruch-, Schilf- und Seggentorfe eine Mächtigkeit von bis zu 4 Metern erreichen und den Talraum ausfüllen. Lokal ist die Moorentwicklung bis zur Bildung von oligotrophen Hochmoortorfen gekommen. Hydrogenetisch besteht der Torfkörper im Eidertal aus einer Verzahnung von Quell-, Durchströmungs-, Verlandungs- und Überflutungsmooren (vgl. Trepel 2000).

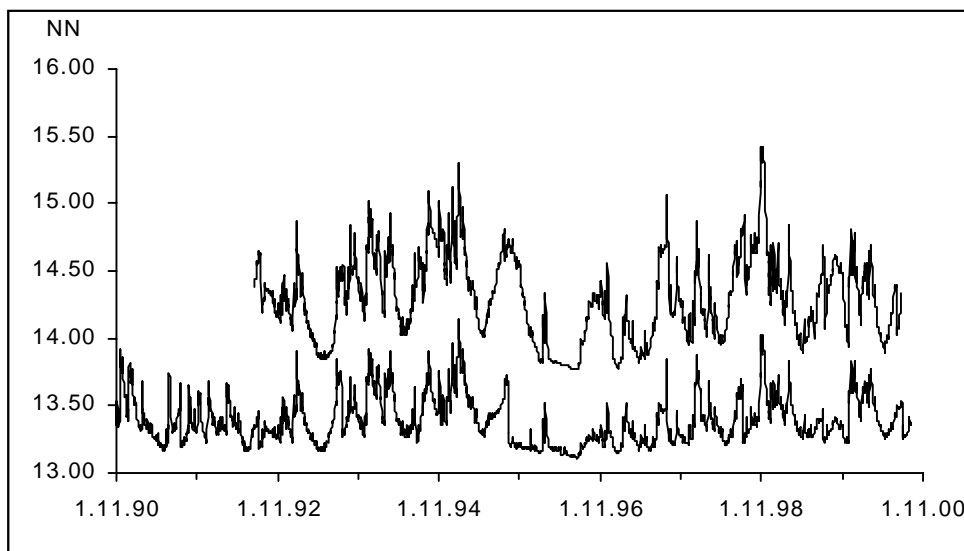
Geomorphologisch ist das obere Eidertal durch für schleswig-holsteinische Verhältnisse große Reliefunterschiede gekennzeichnet. Der sandige Kameszug bei Schmalstede und Grevenkrug erreicht Höhen von 50 Meter NN und liegt damit bis zu 35 Metern über dem Talraum. Durch den Reliefunterschied kommt es zu einem starken lateralen Grundwasserzustrom (van der Aa et al. 2001). Da die Muddeschichten und der Torfkörper in der Niederung nur eine geringe Wasserleitfähigkeit aufweisen, tritt das anströmende Grundwasser im Übergangsbereich Mineralboden-Torfkörper an die Oberfläche und durchströmt oder überrieselt den Moorkörper langsam.

Die landwirtschaftliche Nutzung der Talniederung gestaltete sich bis in jüngste Zeit schwierig, da die Eider häufig über die Ufer trat und der starke laterale Grundwasseranstrom eine tiefgreifende Entwässerung erschwerte. Die Bewirtschaftung beschränkte sich auf eine extensive Grünlandnutzung mit Mahd und zum Teil Nachbeweidung. Eine intensivere Landnutzung war erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts möglich, nachdem der Flusslauf vertieft und an mehreren Stellen reguliert worden war und die Flächen besser entwässert werden konnten. Die Entwässerung erfolgte vor allem über Gräben, an mehreren Stellen auch über Ton- und in jüngerer Zeit Plastikdränagen. Insbesondere die quelligen Bereiche wurden mit Gräben und Dräns angezapft, so dass das anströmende Grundwasser nicht mehr durch den Torfkörper strömt, sondern auf schnellem Wege in die Eider gelangt. Die Entwässerung führte zu z.T. irreversiblen Veränderungen des Torfkörpers (Torfsackung, Verdichtung und Vererdung). Insbesondere die Sackung hat zu deutlichen Reliefunterschieden auf der Niedermoorfläche geführt, so dass heute die eidernahen Moorflächen bis zu 1,5 Meter tiefer liegen als die Moorbereich am Talrand, so dass bei Überflutungen der Eider nur ein kleiner eidernaher Niedermoorbereich noch zeitweise überstaut wird. Die landwirtschaftliche Nutzung im oberen Eidertal erfolgte auch nach Durchführung der Meliorationsmaßnahmen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts unterschiedlich intensiv. Neben kleinparzellierten, extensiv bewirtschafteten Flächen gibt es bis heute vergleichsweise intensiv genutzte Bereiche (z.B. bei Schmalstede). Letztere werden heute überwiegend als Mähweide genutzt (zweischürige Mahd mit Nachweide). Die Düngung beträgt etwa 100 kg N/ha, alle zwei Jahre wird Gülle gefahren.

Erste Naturschutzmaßnahmen wurden in den 1980er Jahren durchgeführt. 1988 begann die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein mit dem Ankauf von Flächen im Talraum, die anschließend aus der Nutzung genommen wurden. Seit 1999 führt das STUA Kiel in Zusammenarbeit mit den Wasser- und Bodenverbänden und dem LANU ein Naturschutzprojekt in dem Gebiet durch, das zum Ziel hat, durch eine großflächig extensive Beweidung die Voraussetzungen für eine Anhebung des Wasserstandes im Niedermoorkörper und in der Eider (Verzicht auf Gewässerunterhaltung/Räumungsmahd) zu schaffen. Damit sollen die Nährstoffeinträge in die Eider verringert und das Nährstoffretentionsvermögen der Eider beim Durchfließen des Talraumes erhöht werden. Außerdem sollen die Maßnahmen bedrohte und lebensraumtypische Tier- und Pflanzenarten im Gebiet fördern. Das Naturschutzprojekt wird im Rahmen eines BMBF-Forschungsvorhabens vom Ökologie-Zentrum der Universität Kiel wissenschaftlich begleitet (Jensen et al. 2001).

Die Eider hat beim Eintritt in das obere Eidertal ein Einzugsgebiet von 120 km<sup>2</sup>. Vom Pegel Schmalstede bis zum Pegel Flintbek erhöht sich das Einzugsgebiet um etwa 15 km<sup>2</sup>. Die mittlere Durchflussmenge beträgt bei Schmalstede etwa 1 m<sup>3</sup>/s. Im Sommerhalbjahr ist die Eider dicht mit submersen Makrophyten bewachsen. Dominierende Art ist vor allem der Igelkolben (*Sparganium emersum*), während Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*), Wasserstern (*Callitriche spec.*), Teichrose (*Nuphar lutea*) und Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*) nur vereinzelt vorkommen. Durch die "Verkrautung" mit Makrophyten kommt es im Sommer

zu höheren Wasserständen, so dass die Eider typischerweise neben einem durch starke Niederschläge verursachten Winterhochwasser auch ein vor allem durch den Krautstau verursachtes Sommerhochwasser aufweist (Abb. 4). Um Sommerhochwasserstände zu verhindern, werden die Makrophyten in der Eider zwei- bis dreimal jährlich von einem Boot aus gemäht. Als Folge der Mahd fällt der Wasserstand innerhalb weniger Tage deutlich ab.



**Fig. 4:** Tägliche Wasserstände der Eider am Pegel Schmalstede (oben) und am Pegel Flintbek (unten) von 1990 bis 2000 (Daten LANU-SH).

### Aufgabenstellung

Im Rahmen der Untersuchungen im oberen Eidertal sollen folgende Fragen geklärt werden:

- Wie ist der jahreszeitliche Verlauf der Stoffkonzentration im Bodenwasser auf der Niedermoorfläche?
- Welche Wasser- und Stoffpfade gibt es im Eidertal?
- Wie ist der jahreszeitliche Verlauf der Stoffkonzentrationen der einzelnen Pfade?
- Wie verteilen sich die Pfade im Raum?
- Wie ist die Wasserqualität der Eider im Jahresverlauf?
- Welchen Einfluss hat der Talraum (Schmalstede-Flintbek) auf die Wasserqualität der Eider?
- Welche Möglichkeiten gibt es zur Nährstoffretention ?

### 3.1.1 Standortuntersuchungen

#### 3.1.1.1 Molfsee

##### *Untersuchungsstandort*

Die Piezometer und der Grundwasserbrunnen stehen auf der zentralen, durch regelmäßige Überflutungen gekennzeichneten Moorfläche. Der Untersuchungsstandort dürfte aufgrund der großen Entfernung zum Hangfuß kaum von lateralen Wasserzuflüssen beeinflusst werden.

##### *Nutzung*

Die Untersuchungsfläche liegt brach. Noch in den 1980er Jahren fand eine intensive Grünlandnutzung statt. Mit Verschuß von Entwässerungsgräben 1985 vernässte die Fläche und die Nutzung wurde aufgegeben.

##### *Vegetation*

Im Bereich des Untersuchungsstandortes wachsen lockere, hochwüchsige Röhrichte. Dominierende Arten sind Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*). Feuchtezeiger sind u.a. Wasserschierling (*Cicuta virosa*) und Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*). Auf dem eidernahen Uferwall stehen dichte Rohrglanzgrasröhrichte, in den hangnahen Bereichen artenarme Brennesselbestände. Die dominierenden Wasserschwaden- und Rohrglanzgrasbestände hatten am 16.8.2000 eine Biomasse von  $297 \pm 15$  g/m<sup>2</sup> (Phytomasse + Standing Dead).

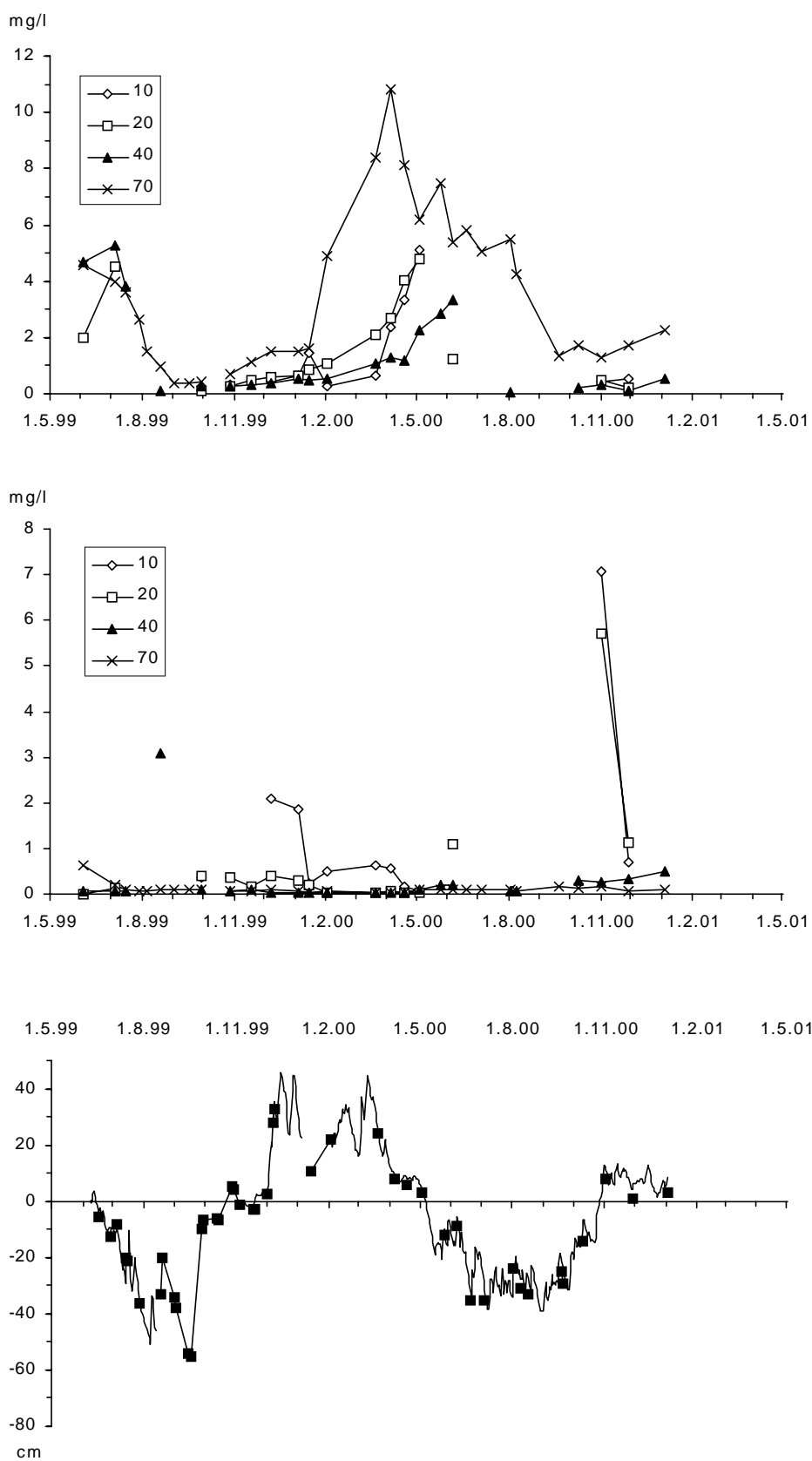
##### *Entwässerungssystem*

Es gibt aktuell kein funktionierendes Entwässerungssystem auf der Untersuchungsfläche.

##### *Hydrologie*

Der Untersuchungsstandort wird regelmäßig von der Eider überflutet (Abb. 5). Da der Untersuchungsstandort tiefer liegt als der Uferwall, fließt das Wasser schlecht von der Fläche ab, und es bleiben größere Wasserflächen auch dann noch erhalten, wenn der Eiderwasserstand wieder gesunken ist. Im Untersuchungszeitraum fanden Überflutungsereignisse längerfristig im Winter 1999/2000 (von Anfang Dezember bis Ende April) und ab Ende Oktober 2000 (vermutlich bedingt durch Krautstau) statt. Die maximale Überstauhöhe betrug 45 cm im Dezember 1999 und im März 2000.

Im Sommerhalbjahr trockneten die Flächen ab und der Grundwasserspiegel sank deutlich unter die Geländeoberfläche. Die niedrigsten Wasserstände wurden im Sommer 1999 mit 57 cm und im Sommer 2000 mit 40 cm unter Flur gemessen.



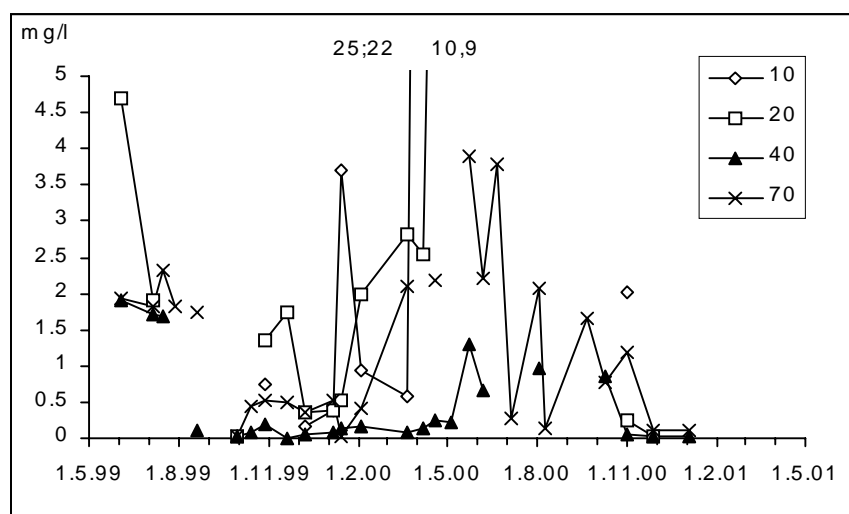
**Fig. 5:** Dynamik der Ammonium-N (oben) und der Nitrat-N-Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe sowie des Grundwasserstandes (unten) auf der Fläche Molfsee.

### Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser (Piezometeruntersuchungen)

Die Ammonium-N-Konzentration weist in allen vier Tiefen starke Schwankungen auf (Abb. 5). Nach höheren Werten im Juni 1999 lag sie im Hochsommer 1999 recht niedrig bei 0,5-1,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Nach den winterlichen Überflutungen des Standortes wurden im Frühjahr 2000 die höchsten Werte von bis zu 11 mg/l in 70 cm Tiefe gemessen. Im Verlauf des Sommers sanken die Werte und lagen im Herbst und zu Beginn des Winter 2000 wieder bei 0,5 bis 2 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Generell läßt sich die Dynamik durch hohe Konzentrationen nach der winterlichen Überflutung und niedrige Werte im Hochsommer und im Herbst charakterisieren.

Die Nitrat-N-Konzentrationen lagen in den beiden tiefen Piezometern (40 und 70 cm) fast durchgehend sehr niedrig unter 0,1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Abb. 5). Höhere Werte wurde in 40 cm Tiefe nur nach dem trockenen Sommer 1999 (3 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) gemessen. Auch in den beiden anderen Piezometern traten kurzfristig hohe Werte jeweils im Herbst bei ansteigenden Wasserständen nach längeren Trockenphasen auf (P10: 7mg/l, P20: 5,7 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ).

Die Phosphat-P-Konzentrationen zeigen in allen vier Bodentiefen starke Schwankungen im Jahresverlauf (Abb. 6). In den oberflächennahen Bodenhorizonten wurden sehr hohe Konzentrationen von 4,5 (Juni 1999) und bis 25 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  (April 2000) jeweils am Ende der Überflutungsphase festgestellt, während sie hier während der winterlichen Überflutung (Dezember-Februar) z.T. unter 0,1 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  lagen. In 40 und 70 cm Tiefe befanden sich die  $\text{PO}_4\text{-P}$  Konzentrationen in den Sommermonaten über 2 mg/l und sanken erst im Winterhalbjahr auf unter 1 mg/l ab. Insgesamt sind die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte durch starke Konzentrationsveränderungen innerhalb weniger Wochen gekennzeichnet.



**Fig. 6:** Dynamik der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Bodentiefe auf der Fläche Molfsee.



### *Nährstoffkonzentrationen im Überflutungswasser*

Im Überflutungswasser wurden am 15.12.99 nur 0,079 mg/l Ammonium-N und 1,04 mg/l Nitrat-N gemessen. Die Phosphorkonzentration lag ebenfalls niedrig mit 0,028 mg/l PO<sub>4</sub>-P und 0,095 mg/l Gesamt-P. Auch am Ende der Überflutungsphase am 20.03.2000 lag die P-Gesamtkonzentration nur bei 0,081 mg/l.

### *Diskussion Nährstoffdynamik am überfluteten Standort Molfsee*

Von den vier Untersuchungsstandorten im Eidertal weisen die Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser auf der regelmäßig überfluteten Fläche bei Molfsee die höchsten jahreszeitlichen Schwankungen auf.

Die beiden tiefen Piezometer führen fast ganzjährig Wasser und das Bodenwasser weist reduzierende Bedingungen auf. Folglich wurde hier Ammonium nachgewiesen, während Nitrat im Bereich der Nachweisgrenze lag. Eine Ausnahme waren höhere Nitratwerte in 40 cm Bodentiefe im Herbst 1999, nachdem der Grundwasserstand im Hochsommer 1999 kurzfristig unter 40 cm unter Flur gefallen war. Im Sommer 2000 blieb der Grundwasserspiegel hingegen immer über 40 cm unter Flur.

Die beiden flachen Piezometer fallen hingegen im Sommer regelmäßig trocken. In dieser Zeit kommt es in den oberen Bodenhorizonten offensichtlich zur Mineralisation bis zum Nitrat und bei wiederansteigendem Grundwasserstand tritt das Nitrat kurzfristig mit höheren Konzentrationswerten in den flachen Piezometern auf.

Die Dynamik der Ammonium-Konzentration in den oberen Bodenhorizonten ist gekennzeichnet durch niedrige Werte im Winter und erhöhte Werte am Ende der Überflutungszeit insbesondere im Frühjahr 2000. Die niedrigen Ammonium-Konzentrationen im Spätsommer und Herbst 1999 lassen sich dadurch erklären, dass nach den niedrigen Grundwasserständen im Sommer 1999 das in den oberen Bodenschichten mineralisierte Ammonium weiter zu Nitrat nitrifiziert wurde (siehe erhöhte Nitratkonzentrationen im Herbst 1999 in P10). Ferner findet im Sommerhalbjahr eine Aufnahme von Stickstoff durch die Vegetation statt.

Der Anstieg der Ammonium-Konzentration bei noch hohen Wasserständen im Frühjahr 2000 ist vermutlich auf eine erhöhte Ammonifikation infolge der ansteigenden Temperaturen zurückzuführen. Da der Standort zu diesem Zeitpunkt noch überflutet war, wurde das Ammonium nicht weiter zu Nitrat oxidiert und konnte sich anreichern. Nur oberflächennah trat Nitrat-N in etwas erhöhten Konzentrationen auf (P10: 0,7 mg/l NO<sub>3</sub>-N), die auf eine schwache Nitrifikation hindeuten. Erst bei sinkenden Wasserständen im Sommer fand Nitrifikation in größerem Umfang statt, so dass im Spätherbst wieder niedrige Ammonium- und erhöhte Nitratwerte gemessen wurden.

Die Phosphatdynamik mit außergewöhnlich hohen Konzentrationen (im Frühjahr 2000 bis 25 mg/l PO<sub>4</sub>-P) und starken Schwankungen ist nur schwer zu erklären. Hohe Phosphatwerte im Bodenwasser sind zu erwarten, wenn ansteigende Wasserstände oder Überflutungen reduzierende Bedingungen zur Folge haben, unter denen Phosphat freigesetzt wird. Auffallend sind die hohen Konzentrationen erst am Ende des Überflutungszeitraumes im Frühjahr und nicht bereits zu Beginn im Dezember. Eine Erklärung könnte die zeitliche Abhängigkeit der Phosphatfreisetzung unter reduzierenden Bedingungen sein. Bei Untersuchungen zur P-Mobilisierung am Standort Molfsee im Auftrag des LANU stellte Rixen (1998) bei Überstauungsexperimenten eine Erhöhung der leichtlöslichen (NaHCO<sub>3</sub>) P-Fraktion im Boden sowie der Phosphatkonzentration im Bodenwasser erst nach einem Überstau von 2 Monaten fest. Eine Erklärung für die abnehmenden Phosphatgehalte im Verlauf des Sommers dürfte in der Phosphataufnahme durch tiefwurzelnartige Röhrichtarten liegen.

Bemerkenswert ist, dass es auch unter fast ganzjährig reduzierenden Bedingungen in 40 und 70 cm Bodentiefe (Ausnahme Spätsommer 1999 mit Wasserständen um 50 cm unter Flur) eine deutliche Jahresdynamik der Phosphatkonzentration mit hohen Frühjahrs- und Frühsommerwerten und niedrigeren Herbst- und Winterkonzentrationen gibt.

Im Gegensatz zum Bodenwasser wurden im Überflutungswasser nur sehr geringe Phosphatkonzentrationen festgestellt (<0,1 mg/l Gesamt-P). Auch Rixen (1998) stellte keine erhöhten Phosphatwerte im Überflutungswasser bei Molfsee fest (0,03 mg/l PO<sub>4</sub>-P November 1998). Auch bei einem Überflutungsexperiment mit Torfen vom Standort Molfsee wurde keine Erhöhung der Phosphatkonzentration im Überstauwasser beobachtet (Rixen 1998). Eine Abgabe von Phosphat aus der reduzierten Bodenlösung in das Überflutungswasser ist erst dann zu erwarten, wenn auch im Überflutungswasser reduzierende Bedingungen vorliegen. Solange das Überflutungswasser oxisch bleibt, wird mobiles Eisen(II) beim Übertritt aus der reduzierten Bodenlösung in das Überflutungswasser zu Eisen(III) oxidiert, welches sofort wieder Phosphat bindet, so dass es auch bei einer erhöhten Phosphatkonzentration in der Bodenlösung nicht zu einem Übertritt ins Überflutungswasser kommt (vgl. Moore & Reddy 1994, Young & Ross 2001). Im Eidertal weist das Flusswasser zur Zeit der winterlichen Überflutungen hohe Sauerstoffgehalte auf (um 10 mg/l O<sub>2</sub> bei Flintbek Dezember-März), so dass eine Phosphatrücklösung zu Beginn der Überflutung nicht auftreten kann. Erst wenn das Wasser lange Zeit auf der Moorfläche hinter dem erhöhten Uferwall stagniert und sich im Frühjahr stark erwärmt, sind geringere Sauerstoffgehalte zu erwarten. Dieses stagnierende Wasser gelangt im allgemeinen jedoch nicht wieder in die Eider sondern verdunstet oder versickert im Frühjahr.

### 3.1.1.2 Grevenkrug (eidernahe Brache)

#### *Untersuchungsstandort*

Die Piezometer und der Grundwasserbrunnen stehen etwa 5 Meter von der Eider und 2 Meter von einem Entwässerungsgraben entfernt. Der Untersuchungsstandort dürfte aufgrund der großen Entfernung zum Hangfuß kaum von lateralen Wasserzuflüssen beeinflusst werden.

#### *Nutzung*

Die Untersuchungsfläche wurden am 1.11.1995 von der Stiftung Naturschutz erworben und liegt seither brach. Vorher wurden sie als Grünland (vor allem als Weide) genutzt.

#### *Vegetation*

Die zentralen Bereiche werden von relativ niedrigwüchsiger Grünlandvegetation eingenommen. Häufige Arten sind das Wollige Honiggras (*Holcus lanatus*) und das Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*). Von den Grabenrändern breiten sich höherwüchsige Arten auf die Fläche aus, vor allem Sumpfkratzdistel (*Cirsium palustris*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Brennessel (*Urtica dioica*). Im eidernahen Bereich sind dichte Rohrglanzgrasbestände ausgebildet, am quelligen Hangfuß dominieren Arten, die Grundwasserzustrom anzeigen, vor allem Waldhainsimse (*Scirpus sylvaticus*). Insgesamt deutet die Vegetation auf eutrophe Bodenverhältnisse hin. Die Biomasse betrug am 16.8.2000 in den Rohrglanzgrasbeständen an der Eider  $274 \pm 29$  g/m<sup>2</sup> (Phytomasse + Standing dead).

#### *Entwässerungssystem*

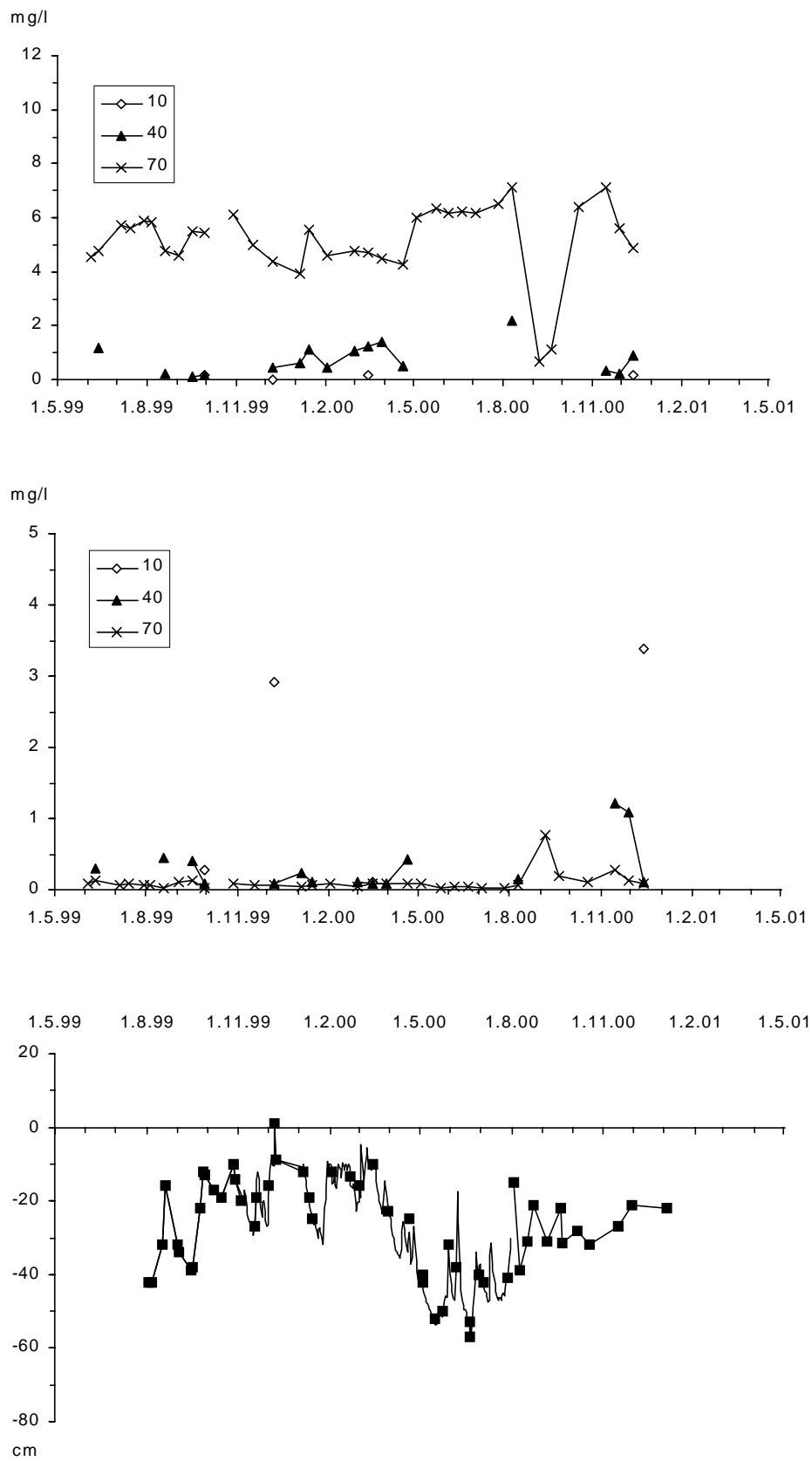
Die Fläche ist von mehreren Gräben durchzogen, die vom Hangfuß zur Eider verlaufen. Dränagen sind nicht vorhanden. Die noch intakten Gräben führen hangnah austretendes Quellwasser in die Eider ab. Gräben, die keinen Quellanschluss haben und nur die Moorfläche entwässern, sind mittlerweile weitgehend zugewachsen.

#### *Hydrologie*

Die meiste Zeit des Jahres schwankt der Grundwasserstand zwischen 10 und 40 cm unter Flur (Abb. 7). Der niedrigste Wert wurde im Sommer 2000 mit 55 cm unter Flur erreicht. Trotz der eidernahen Lage wurde der Untersuchungsstandort nur Anfang Dezember 2000 bei einem sehr hohen Eiderwasserstand kurzzeitig überflutet.

#### *Nährstoffdynamik im Bodenwasser (Piezometeruntersuchungen)*

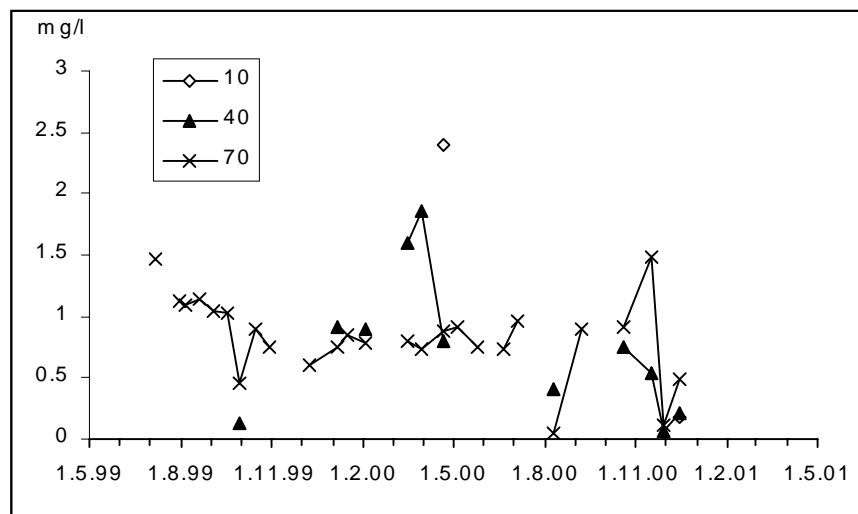
Die Dynamik der Ammonium-N-Konzentration ähnelt der am Standort Schmalstede mit deutlich höheren Werten in 70 cm Tiefe (durchschnittlich 4-6 mg/l NH<sub>4</sub>-N) gegenüber den oberflächennahen Piezometern (durchschnittlich 0,2-1 mg/l) (Abb. 7). Auffallend sind sehr niedrige Werte im Spätsommer 2000 (nur 1-1,5 mg/l NH<sub>4</sub>-N in 70 cm Tiefe).



**Fig. 7:** Dynamik der Ammonium-N- (oben) und der Nitrat-N-Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe sowie des Grundwasserstandes (unten) auf der eidernahen Brache Grevenkrug.

Die Nitrat-N-Konzentration lag in 70 cm Tiefe fast durchgehend unter 0,1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Abb. 7). Etwas höhere Werte von maximal 0,8 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  wurden nur im September 2000 gemessen. Auch in 40 cm Tiefe wurden überwiegend Konzentrationen von weniger als 0,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  festgestellt. Ausnahmen sind Werte um 1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  im November 2000.

Die Phosphatkonzentration in 70 cm Tiefe lag fast über den gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 0,5 und 1,5 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ , nur im August und Dezember 2000 traten niedrigere Werte auf (Abb. 8). Auch in 40 cm Tiefe ist die Dynamik ähnlich, nur mit leicht höheren Werten im Frühjahr 2000. Das Piezometer in 10 cm Bodentiefe lag fast ganzjährig trocken, so dass nur ein höherer Wert (2,5 mg/l) im Frühjahr 2000 und zwei niedrige Werte aus dem Winter 2000/2001 vorliegen.



**Fig. 8:** Dynamik  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in den Piezometern in 10, 40 und 70 cm Tiefe auf der eidernen Brache Grevenkrug.

### *Diskussion der Nährstoffdynamik*

Die hohen Ammonium- und Nitrat-Werte belegen, dass an diesem Standort Stickstoff mineralisiert wird. Die fast durchgehend niedrigen Nitrat- und hohen Ammoniumkonzentrationen in 70 cm Tiefe zeigen, dass in dieser Tiefe das Bodenwasser reduzierende Bedingungen aufweist, bei denen es nicht zur Nitrifikation kommt.

In 40 cm Bodentiefe lagen die Ammonium-N-Konzentrationen unter 2 mg/l, da in dieser Tiefe im Sommerhalbjahr bei absinkendem Grundwasserspiegel Ammonium nitrifiziert wird. Darauf deuten auch die kurzzeitig höheren Nitratwerte in Herbst 2000 hin. Sehr niedrige Ammoniumkonzentrationen befanden sich auch im Piezometer in 10 cm Tiefe, dass lange Zeit des Jahres in der ungesättigten Zone lag. Hohe Nitratkonzentrationen im Dezember 2000 sind mit einer Freisetzung von Nitrat im vorangehenden Sommerhalbjahr erklärbar.

Auch die Phosphatkonzentration hängt vom Grundwasserstand ab. Die niedrigen Werte im Sommer fallen mit sinkenden Wasserständen und damit oxischen Bedingungen im Boden zusammen, unter denen Phosphat an Eisen gebunden wird.

### 3.1.1.3 Grevenkrug (hangnahe Extensivweide)

#### *Untersuchungsstandorte*

Die Piezometer und die Grundwasserbrunnen stehen im Bereich des Hangfußes, etwa 5 Meter vom Übergang Mineralboden/Niedermoor torf entfernt. Der Standort wird durch laterale Wasserzuflüsse beeinflusst.

#### *Nutzung*

Die Niedermoorfläche und die angrenzenden Mineralbodenhänge werden extensiv beweidet.

#### *Vegetation*

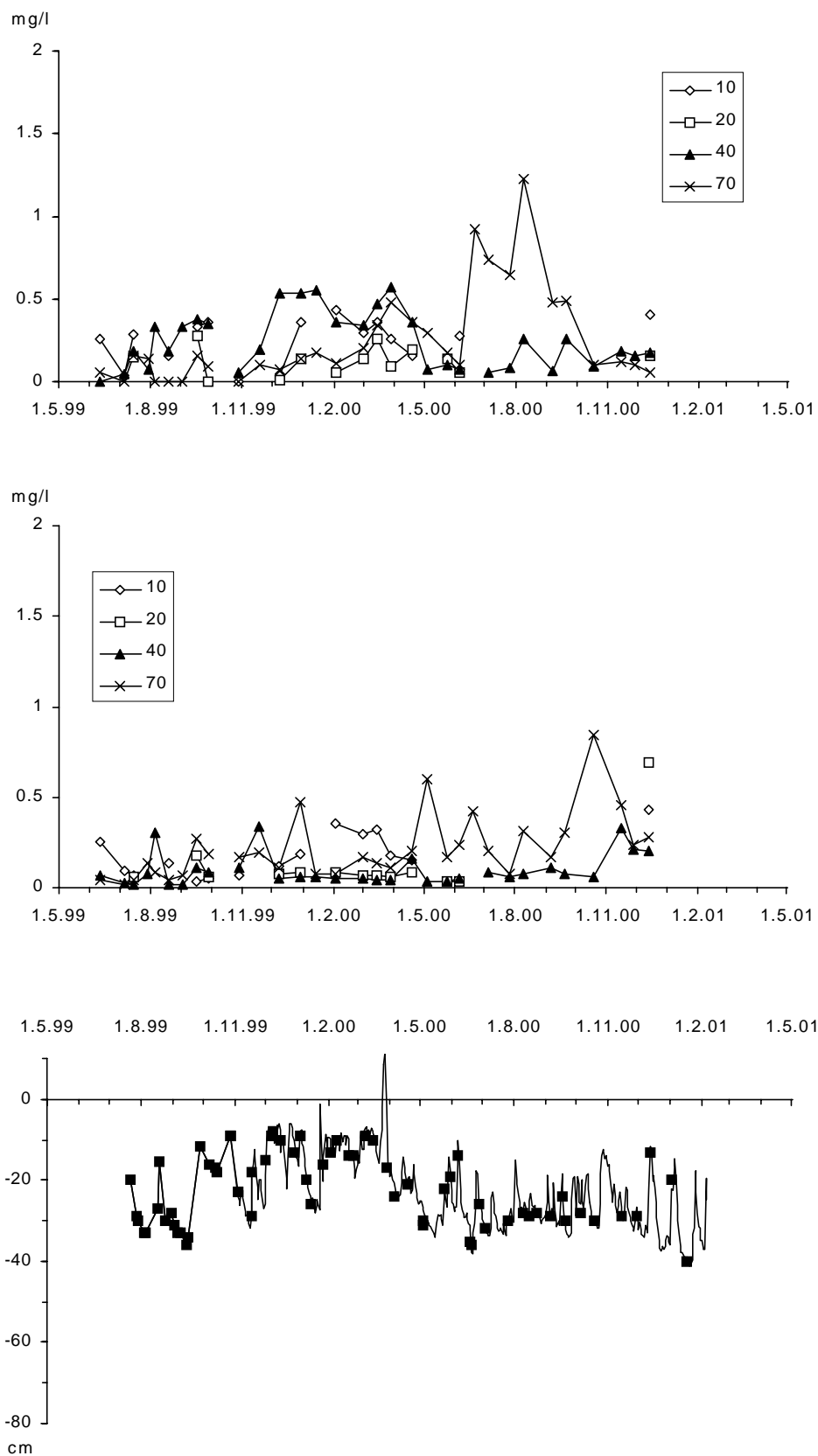
Durch die Beweidung dominiert auf der Niedermoorfläche niedrigwüchsige Grünlandvegetation. Im quelligen Hangbereich wächst eine eutraphente Feuchtgrünlandvegetation mit viel Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Traubiger Tresse (*Bromus racemosus*). In einem anderen quelligen Bereich kommt die Stumpfblütige Binse (*Juncus subnodulosus*) und die Rispensegge (*Carex paniculata*) vor. Insgesamt zeigt die Vegetation eutrophe, in einigen Bereichen auch mesotrophe Standortbedingungen an. Die Biomasse betrug  $339 \pm 38$  g/m<sup>2</sup> (16.8.2000).

#### *Entwässerungssystem*

Die Fläche ist nur schwach entwässert. Es gibt nur einen stark verlandeten Graben etwa 50 Meter südlich des Untersuchungsstandorts.

#### *Hydrologie*

Der Grundwasserstand befand sich im Untersuchungszeitraum immer oberflächennah und sank auch in längeranhaltenden Trockenperioden nicht unter 30 cm unter Flur ab (Abb. 9).



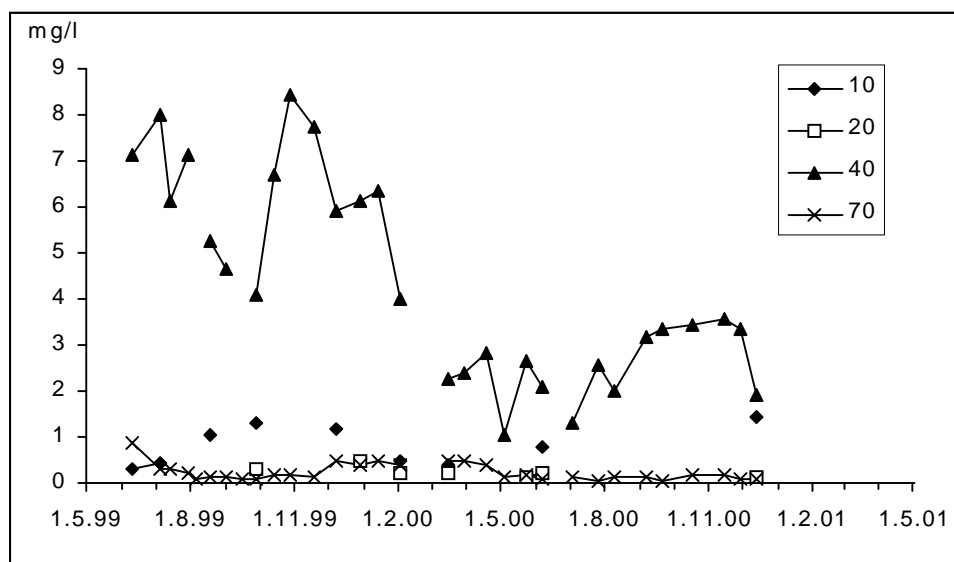
**Fig. 9:** Dynamik der Ammonium-N (oben) und der Nitrat-N -Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe sowie des Grundwasserstandes (unten) am Hangfuss/Grevenkrug

### Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser (Piezometeruntersuchungen)

Die Ammonium-N-Konzentration zeigt nur geringe Unterschiede in den vier Tiefen und lag fast ganzjährig vergleichsweise niedrig unter 1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Abb. 9). Etwas höhere Werte wurden nur im Sommer 2000 in 70 cm Tiefe festgestellt (max. 1,2 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ).

Auch die Nitrat-N-Konzentration lag in allen vier Tiefen während des gesamten Untersuchungszeitraumes unterhalb 1 mg/l (Abb. 9). Bemerkenswert ist, dass an diesem Standort fast durchgehend in den beiden tiefsten Piezometern in 40 und 70 cm Tiefe die höchste Nitrat-N-Konzentration festgestellt wurde, während an allen anderen Standorten in diesen Tiefen fast kein Nitrat mehr nachweisbar war.

Die Phosphatkonzentration in 40 cm Bodentiefe weist ungewöhnlich hohe Werte mit 3-9 mg/l (1999) bzw. 1-3 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  (2000) auf (Abb. 10). In 70 und 20 cm Tiefe wurden hingegen vergleichsweise niedrige Konzentrationen (unter 0,5 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) festgestellt. In 10 cm Bodentiefe wurde jeweils in den Wintermonaten um 1 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  gemessen.



**Fig. 10:** Dynamik der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe am Hangfuss/Grevenkrug

### Diskussion Stoffdynamik

Dieser hangnahe Standort wird stark von Quellwasser beeinflusst, das im Übergangsbereich Mineralboden/Torf an die Oberfläche tritt. Dies zeigt sich in der vergleichsweise ausgeglichenen und oberflächennahen Grundwasserdynamik. Sowohl die Ammonium- als auch die Nitratkonzentration sind in allen Bodentiefen im Vergleich zu den anderen Standorten im Eidertal niedrig. Auffällig sind die leicht erhöhten Nitratkonzentrationen in 70 cm Tiefe. Bei dem oberflächennahen Grundwasserspiegel kann das Nitrat nicht aus der Nitrifikation von Ammonium im Torfkörper stammen sondern wird wahrscheinlich mit dem Quellwasser vom Mineralboden eingetragen. Vermutlich wird Nitrat in höheren Konzentrationen vom Mineral-



boden her zugeführt, jedoch dürfte es bei der Passage durch den Moorkörper bereits zu Denitrifikationsprozessen gekommen sein.

Bemerkenswert sind die hohen Phosphatkonzentrationen in 40 cm Bodentiefe. Da nach den ersten Messungen eine Verunreinigung der Röhre angenommen wurde, wurde sie im März 2000 gereinigt und neu eingesetzt. Die Konzentrationen blieben aber auch 2000 im Vergleich zu den anderen Standorten hoch. Phosphat kann an quelligen Niedermoorstandorten gelöst im Bodenwasser auftreten, wenn nitrathaltiges Grundwasser im Aquifer autotroph mit Pyrit als Energiequelle denitrifiziert wurde, so dass im Quellwasser erhöhte Sulfatgehalte auftreten. Das Sulfat verdrängt beim Eintritt in den Torfkörper Phosphat aus Eisenkomplexen, so dass Phosphat gelöst im Bodenwasser vorliegt. Die leicht erhöhten Nitratwerte in 70 cm Bodentiefe deuten auf einen Nitrateintrag mit dem Grundwasser hin. Von erhöhten Phosphatgehalten in einem quelligen Niedermoor infolge eines hohen Nitrateintrages berichtet z.B. Hoffmann (1998).

#### **3.1.1.4 Intensivfläche Schmalstede**

##### *Untersuchungsstandorte*

Die Piezometer stehen auf der zentralen Moorfläche etwa 40 Meter von der Eider und 150 Meter vom Hangfuß entfernt. Grundwasserröhren befinden sich transektförmig von der Eider bis zu den mineralischen Hängen.

##### *Nutzung*

Die Untersuchungsfläche bei Schmalstede umfasst das westlich der Eider gelegene Niedermoorgrünland und die angrenzenden sandigen Hangbereiche. Die Niedermoorfläche und die unteren Hangbereiche sind Dauergrünland und werden als Mähweide mit zweimaligem Schnitt und Nachweide genutzt. Die Niedermoorflächen sind in den letzten Jahren mit ca. 100 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> Mineraldünger gedüngt worden. Alle zwei Jahre wurde Gülle gefahren (Winzer mündl.). Auf den oberen Hangbereichen ist im südlichen Teil der Fläche in den vergangenen beiden Jahren Mais angebaut worden, im nördlichen Teil stockt auf den Hangkuppen Buchenwald.

##### *Vegetation*

Die Niedermoorflächen werden von Flutrasenvegetation eingenommen. Dominante Arten sind Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*), Weißes Strausgras (*Agrostis stolonifera*), Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) und Gemeines Rispengras (*Poa trivialis*). In quelligen Bereichen kommt vermehrt Wasserschwaden (*Glyceria fluitans*) hinzu. An den nicht genutzten Rändern der Gräben haben sich einzelne Bulte der Rispensegge (*Carex paniculata*) und Hochstauden wie z.B. Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Kohldistel (*Cirsium oleraceum*) gehalten. Insgesamt zeigt die Vegetation eutrophe Standortsverhältnisse an. Die Biomasse betrug bei drei Schnitten insgesamt 359 ±35 g/m<sup>2</sup>.

### *Entwässerungssystem*

Zur Entwässerung des Moorkörpers gibt es drei Gräben, die vom Hangfuß zur Eider verlaufen. Sie führen hangnah austretendes Quellwasser zur Eider ab. Außerdem wurden Dränagen verlegt, die den Moorkörper entwässern. Das Dränagesystem ist allerdings mehrere Jahrzehnte alt und nur noch bedingt funktionstüchtig (s.u.).

### *Hydrologie*

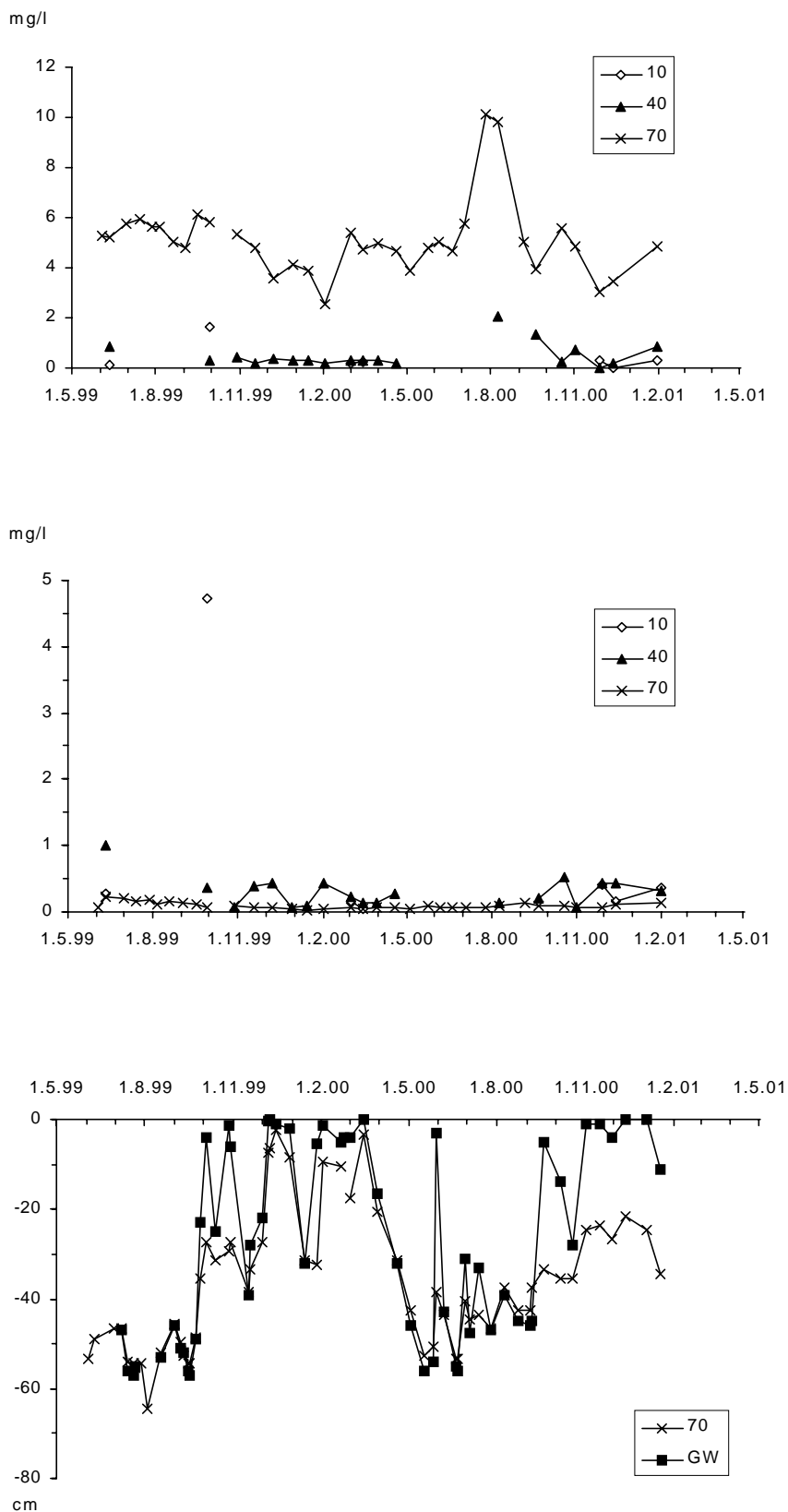
Die Moorgrünlandfläche Schmalstede zeigt durch die vergleichsweise intensive Nutzung mit einhergehender oberflächennaher Bodenverdichtung deutlich wechselfeuchte Verhältnisse, erkennbar an den zeitweise unterschiedlichen Wasserganglinien in dem durchgehend zerschlitzen Messbrunnen und in dem Piezometer mit Filter in 70 cm Tiefe (Piezometer mit Filter in 40 cm Tiefe zeigt vergleichbare Werte) (Abb. 11). Der Grundwasserstand wird an diesem Standort durch die Messungen in den Piezometern abgebildet und zeigt Wasserstände von 60-65 cm unter Flur im Sommer 1999 und von 50-55 cm unter Flur im Sommer 2000. Im Winter 1999/2000 erreichte der Grundwasserspiegel nach starken Regenfällen die Geländeoberkante, während er im Winter 2000/2001 bislang bei 20 cm unter Flur blieb. Durch die Bodenverdichtung kann im Winter nach starken Regenfällen das Niederschlagswasser schlecht versickern, so dass auf der Fläche längere Zeit flache Wasserpfützen stehen. Dieses oberflächlich zugeführte Wasser beeinflusst stark den Wasserstand im durchgehend zerschlitzen Messbrunnen, so dass hier der Wasserspiegel fast den gesamten Winter über im Bereich der Geländeoberkante lag.

Etwas weiter südlich des hier beschriebenen Untersuchungsstandortes werden größere intensiv genutzte Grünlandbereiche im Winterhalbjahr regelmäßig von der Eider flach überflutet.

### *Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser (Piezometeruntersuchungen)*

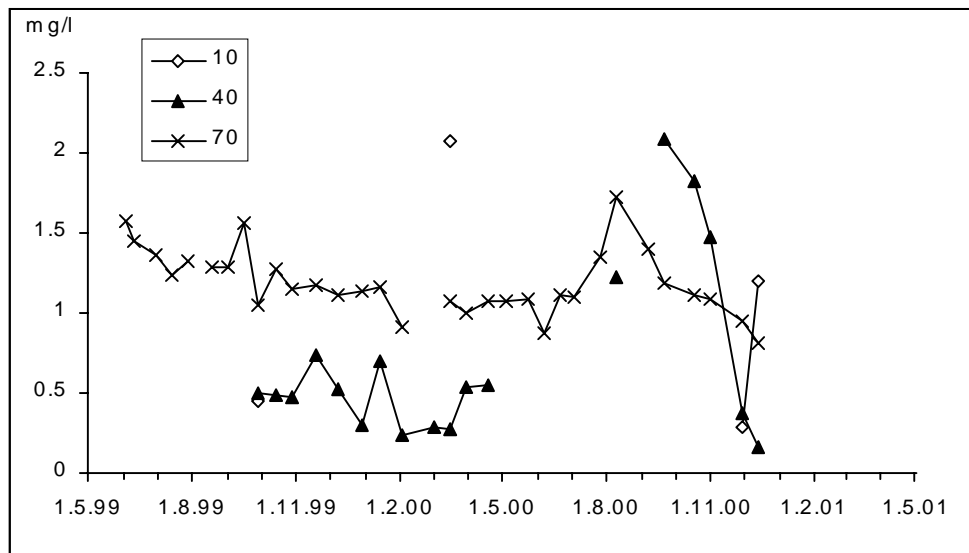
Die Ammonium-N-Konzentration zeigt keinen ausgeprägten Jahresgang, die Werte in 70 cm Tiefe liegen mit durchschnittlich 4-6 mg/l immer deutlich über den Werten in den oberflächennahen Piezometern (durchschnittlich 0,2 bis 1 mg/l) (Abb. 11). Höhere Werte wurden nur im Hochsommer 2000 in 70 cm (max. 10 mg/l) und in 40 cm Tiefe (max. 2 mg/l) gemessen.

Die Nitrat-N-Konzentration im Bodenwasser ist insgesamt niedrig (Abb. 11). In 40 und 70 cm Bodentiefe liegt sie fast durchgehend unter 0,5 mg/l. Es liegt nur ein höherer Wert aus dem Piezometer in 10 cm Tiefe nach dem trockenen Sommer 1999 mit 4,8 mg/l vor.



**Fig. 11:** Dynamik der Ammonium-N (oben) und der Nitrat-N-Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 40 und 70 cm Tiefe in Schmalstede. Die Grundwasserstandsdynamik (unten) wird hier wegen wechselfeuchten Verhältnissen vom Piezometer in 70 cm Tiefe wiedergegeben (s. Text).

Die Phosphatkonzentration in 70 cm Tiefe bewegte sich zwischen 1 und 1,6 mg/l (Abb. 12). In 40 cm Bodentiefe lagen die Werte dagegen im Winter 1999/2000 bei 0,5 mg/l und stiegen zum Sommer/Herbst 2000 auf bis zu 2 mg/l an, um im Winter 2000 wieder auf 0,1 mg/l abzusinken. Aus 10 cm Bodentiefe liegen nur wenige Wasserproben vor, die Maximalwerte von 2 mg/l im Frühjahr 2000 ergaben.



**Fig. 12:** Dynamik der PO<sub>4</sub>-P-Konzentration in 10, 40 und 70 cm Bodentiefe auf der Fläche Schmalstede.

#### *Nährstoffkonzentration im Überflutungswasser*

Im Überflutungswasser auf einer etwas weiter südlich gelegenen Intensivgrünlandfläche wurden am 15.12.99 Ammonium-N mit 0,202 mg/l und Nitrat-N mit 3,76 mg/l festgestellt. Phosphor lag bei 0,098 mg/l PO<sub>4</sub>-P bzw 0,14 mg/l Gesamt-P.

#### *Diskussion Nährstoffdynamik auf der Intensivfläche Schmalstede*

Der Grundwasserstand auf der Intensivfläche Schmalstede sank nur im Sommerhalbjahr unter 40 cm unter Flur, so dass die Piezometer mit Filtern in 40 und 70 cm Bodentiefe die meiste Zeit des Jahres in der gesättigten Bodenzone lagen. Damit übereinstimmend zeigen die Redoxmessungen in den Piezometern (P40: 180±36, P70: 133±45 mV) reduzierende Bedingungen an. Entsprechend wurde in den beiden tiefen Piezometern fast ausschließlich Ammonium festgestellt, während Nitrat im Bereich der Nachweisgrenze lag.

Im Sommerhalbjahr ist auf der Intensivfläche Schmalstede bei einer Entwässerungstiefe von über 40 cm davon auszugehen, dass es zu Mineralisationsprozessen in den oberen Torfhorizonten kommt. Unter oxidischen Bedingungen wird die organische Substanz zu Ammonium und weiter zu Nitrat abgebaut. Nitrat trat jedoch in den Piezometern nur nach einer längeren



### 3.1.2.1 Oxisches Grundwasser

Grundwasser, welches nur einen kurzen Zeitraum im Boden verbracht hat, kann oxische Bedingungen aufweisen. Unter nährstoffökologischen Gesichtspunkten ist bedeutsam, dass in oxischem Grundwasser Stickstoff als Nitrat vorliegen kann, da Mikroorganismen noch den leichter reduzierbaren Sauerstoff als Elektronenakzeptor verwenden können und es noch nicht, oder nur teilweise, zur Denitrifikation gekommen ist.

In nicht entwässerten Niedermooren dringt nitrathaltiges Grundwasser in den Torfkörper ein und wird diffus durch den Torfkörper transportiert. Die Aufenthaltszeit im Moorkörper reicht dabei häufig für einen vollständigen Abbau des Nitrats durch heterotrophe Denitrifikation mit organischer Substanz als Energiequelle aus (vgl. Hoffmann 1998). Im Eidertal sind jedoch die hangnahen Quellbereiche insbesondere auf den intensiver genutzten Flächen durch Gräben oder Dränagen entwässert worden, so dass das oxische Grundwasser als Quellwasser zutage tritt und ohne, oder nur mit stark eingeschränkter, Moorpassage in die Vorfluter und von dort direkt in die Eider gelangt, ohne dass das Denitrifikationspotenzial des Torfkörpers ausgenutzt wird.

Quellen mit oxischem Grundwasser wurden immer in Hangnähe im Übergangsbereich vom Mineralboden zum Torfkörper gefunden. Oxische Quellen, die etwas weiter in der Moorfläche liegen, führen große Mengen Feinsand mit, so dass hier das Grundwasser offensichtlich in Sandbändern präferenziell durch den Moorkörper fließt, ohne längeren Kontakt mit dem Torf zu haben.

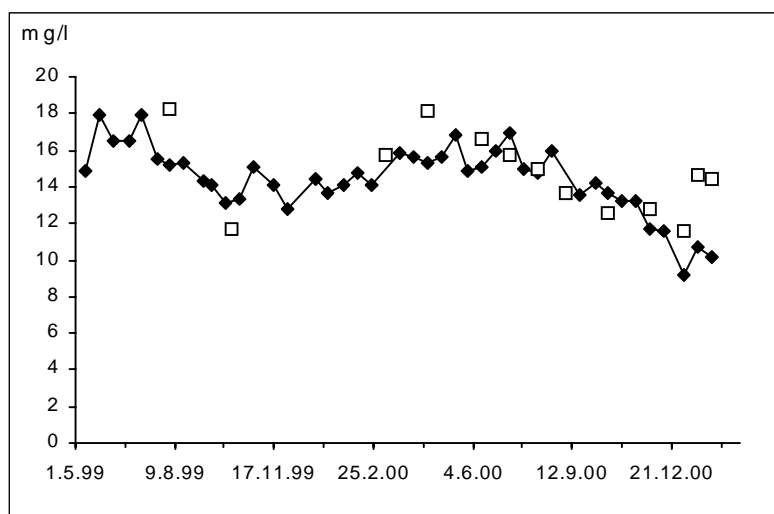
Die Schüttung einer über 20 Monate untersuchten oxischen Quelle variierte nur gering von 0,21 l/s im trockenen Sommer 1999 bis 0,31 l/s nach heftigen Regenfällen im Winter 1999/2000. Die Schüttung variiert von Quelle zu Quelle. Die stärkste Schüttung wies eine oxische Quelle in Grevenkrug mit ca. 1 l/s auf.

Das Quellwasser läßt sich charakterisieren durch eine sehr gleichmäßige Wassertemperatur (Mittelwert 9,3°C, Amplitude 1°C), oxidative Bedingungen, einen Sauerstoffgehalt von mindestens 1 mg/l und einen pH Wert, der im Bereich des Neutralpunktes oder leicht im alkalischen Bereich (pH 6,9- 7,7) liegt. Die Leitfähigkeit ist von Quelle zu Quelle verschieden, weist aber mit 540-870 µS im Vergleich zu anderen Wässern im Eidertal teilweise recht hohe Werte auf.

#### *Nährstoffdynamik*

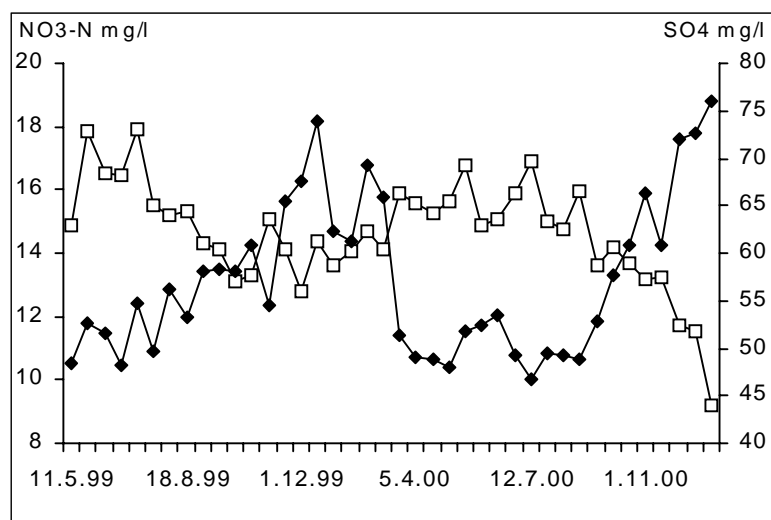
In den beprobten oxischen Hangquellen lag die Nitrat-N-Konzentration zum Teil sehr hoch, Maximalwerte waren 18 mg/l NO<sub>3</sub>-N (Abb. 14). Bemerkenswert ist die ganzjährig hohe Konzentration ohne deutlich ausgeprägte kurzzeitige Peaks. Die höchsten Werte wurden im

Frühjahr, die niedrigsten im Herbst und im Winter festgestellt. Die Ammonium-N-Konzentration befand sich dagegen durchgehend im Bereich der Nachweisgrenze.



die Hänge weniger intensiv als Dauergrünland genutzt. Hier lagen die Nitratkonzentrationen deutlich niedriger.

Ein Hinweis für eine teilweise autotrophe Denitrifikation im Aquifer sind hohe Sulfatwerte, da bei dieser Form der Denitrifikation Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) als Energiequelle verwendet wird. Ein eindeutiger Nachweis sind erhöhte Sulfatwerte allerdings nicht, da Sulfat auch über die Düngung ins Grundwasser gelangen kann. In der langfristig beprobten oxischen Quelle in Schmalstede liegt die Sulfatkonzentration mit 47-76 mg/l  $\text{SO}_4$  recht hoch. Sie zeigt einen deutlichen Jahresgang mit hohen Werten in den Wintermonaten und niedrigen Werten im Sommerhalbjahr und verläuft genau gegensinnig der Nitrat-N-Konzentration (Abb. 15), so dass es einen linearen Zusammenhang zwischen der Sulfat und der Nitrat-N-Konzentration gibt ( $r^2=0,58$ ,  $p<0,01$ ). Dies ist ein Hinweis für eine teilweise autotrophe Denitrifikation im Aquifer, die offensichtlich vor allem im Herbst und Frühwinter stattfindet, wenn Nitrat verstärkt ausgewaschen wird und die Temperatur im Aquifer zeitversetzt die höchsten Werte erreicht hat.



**Fig. 15:** Dynamik der Nitrat-N (hell) und der Sulfatkonzentration (dunkel) in einer oxischen Quelle bei Schmalstede.

Dass es bei einer kurzen Moorpassage von wenigen Metern bereits zu einer Verringerung der Nitratkonzentration kommt, darauf weisen Messungen in Schmalstede hin, die bei einem Vergleich von Wasserproben aus einem Brunnen im Mineralboden und einer benachbarten oxischen Quelle etwa 5 Meter auf der Moorfläche eine Abnahme der Nitratkonzentration von 19 auf 14 mg/l ergaben. Allerdings ist nicht klar, ob die beiden Meßpunkte in direkter Fließbeziehung stehen. Zur Überprüfung dieser Hypothese sollen hier im Jahr 2001 genauere Transektuntersuchungen durchgeführt werden.



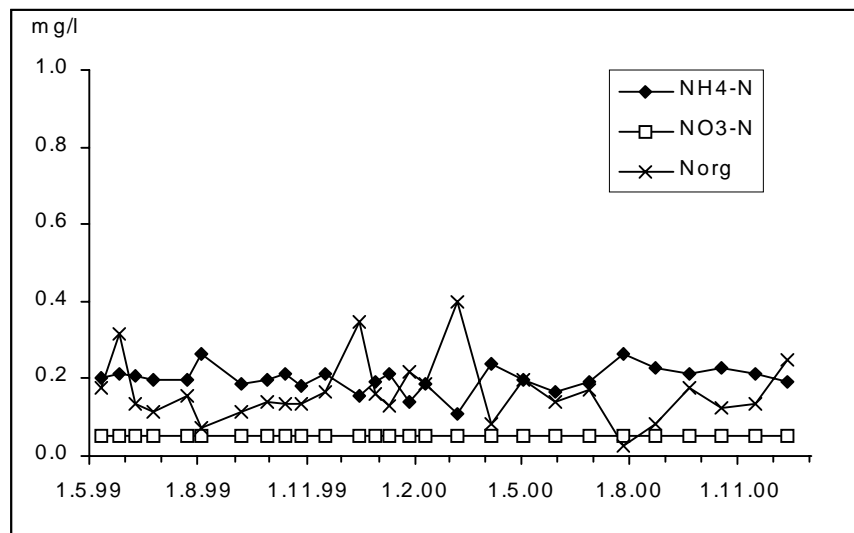
### 3.1.2.2 Anoxisches Grundwasser

Anoxische Quellen sind sowohl im hangnahen Bereich als auch mitten auf der Moorfläche zu finden. Sie fallen oft durch große Bulte der Rispensegge (*Carex paniculata*) und eine eher mesotraphente Vegetation mit der Stumpfbliätigen Binse (*Juncus subnodulosus*) auf. Da diese Quellbereiche offensichtlich schwer zu entwässern und sehr tiefgründig sind, wurden sie oft ausgezäunt, so dass sich im Quellbereich Weidengebüsche angesiedelt haben. Die Schüttung der anoxischen Quellen ist sehr heterogen. Sie kann Werte von über 2 l/s erreichen.

Das anoxische Quellwasser läßt sich charakterisieren durch eine sehr gleichmäßige Wassertemperatur (Median  $10,0 \pm 0,8$  °C, Amplitude 2°C), reduzierende Bedingungen ( $139 \pm 75$  mV), einen Sauerstoffgehalt von z.T. deutlich unter 2 mg/l und einen pH Wert, der leicht im alkalischen Bereich (pH  $7,41 \pm 0,1$ ) liegt. Die Leitfähigkeit ist von Quelle zu Quelle sehr verschieden, weist aber mit einem Median von  $463 \pm 70 \mu\text{S}$  (Amplitude 350-640 $\mu\text{S}$ ) im Vergleich zu anderen Wässern im Eidertal mittlere Werte auf.

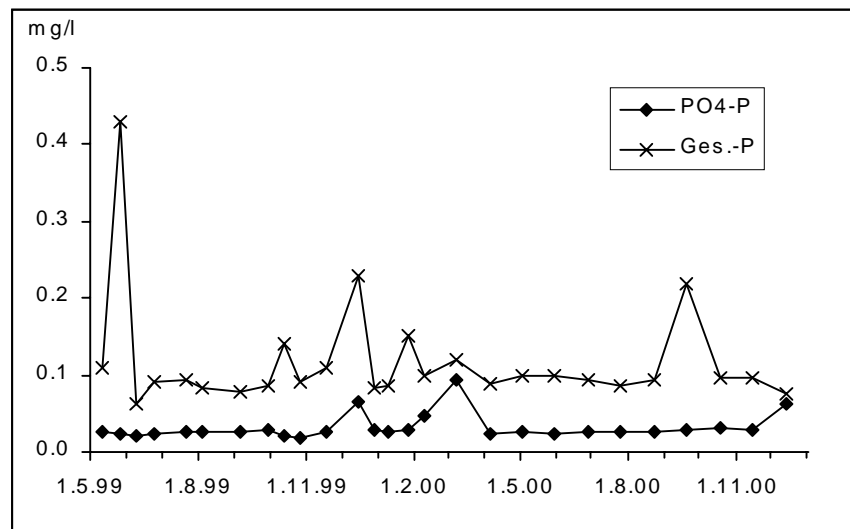
#### Nährstoffdynamik

Im Wasser der anoxischen Quelle lagen die Stickstoffkonzentrationen insgesamt konstant niedrig (Abb. 16). Ammonium-N trat maximal mit einer Konzentration von 0,27 mg/l  $\text{NH}_4\text{-Nauf}$ , Nitrat lag während des Untersuchungszeitraumes durchgehend unter der Nachweisgrenze und auch organisch gebundener Stickstoff erreichte fast durchgehend nur 0,1 bis 0,25 mg/l N.



**Fig. 16:** Dynamik der Stickstoffkonzentration in einer anoxischen Quelle bei Grevenkrug

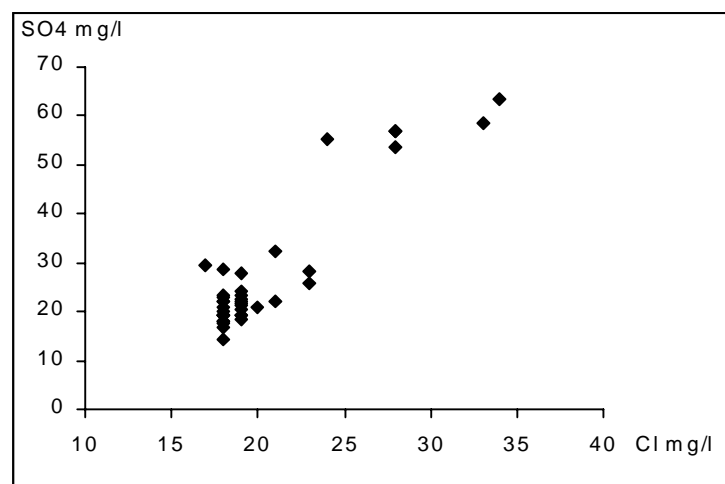
Auch die Phosphor-Konzentration befand sich mit einem Median von  $0,027 \pm 0,023$  mg/l ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) bzw.  $0,097 \pm 0,065$  mg/l (Gesamt-P) (mit Ausreißern durch ungünstige Probenahme s.u.) auf niedrigem Niveau (Abb. 17).



**Fig. 17:** Dynamik der Phosphorkonzentration in einer anoxischen Quelle bei Grevenkrug

#### *Diskussion Nährstoffkonzentration im anoxischen Quellwasser*

Im alten, anoxischen Grundwasser wurde kein Nitrat nachgewiesen. Dieses Wasser stammt (a) entweder aus so großer Tiefe, dass es noch nicht mit Nitrat verunreinigt wurde, oder (b) wenn es doch mit Nitrat in Berührung kam, ist dieses im Aquifer denitrifiziert worden. Im Grundwasserleiter ist die autotrophe Denitrifikation vorherrschend, bei der Mikroorganismen Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) als Energiequelle benutzen. Bei dieser chemischen Reaktion entsteht als Endprodukt neben gasförmigem Stickstoff auch Sulfat. Im Eidertal kommen offensichtlich sowohl Quellen vor, die unbelastetes Wasser schütten als auch solche, bei denen Nitrat im Aquifer denitrifiziert wurde, da es einerseits anoxische, nitratfreie Quellen mit niedrigen Sulfat- und Chloridwerten gibt, die ein Hinweis für unkontaminiertes Grundwasser sind, andererseits anoxische, nitratfreie Quellen mit hohen Sulfat- und vergleichsweise hohen Chloridwerten auftreten, die darauf hindeuten, dass hier Nitrat vollständig mit Pyrit als Energiequelle denitrifiziert wurde (Abb. 18).



**Fig. 18:** Sulfat- und Chloridkonzentration in 7 anoxischen Quellen im Eidertal (alle Meßwerte).

### 3.1.2.3 Moordrängen

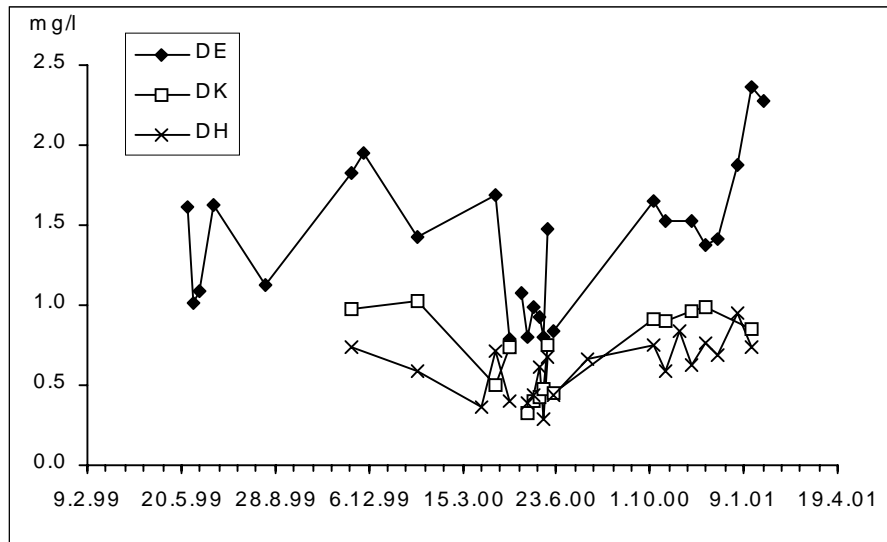
Ein gut funktionierendes Dränagesystem ist nur noch an wenigen Stellen im oberen Eidertal zu finden. Nach Angaben von Herrn Winzer (Schmalstede) ist das Dränsystem auf der Untersuchungsfläche bei Schmalstede bereits mehrere Jahrzehnte alt. Die Lage der einzelnen Dräns ist nicht genau bekannt und es erfolgt keine regelmäßige Unterhaltung (z.B. Reinigung der Ausläufe). Es handelt sich offensichtlich überwiegend um Tondräns, an einigen Stellen auch um Plastikdräns. Nach eigenen Sondierungen liegen die Dräns nur etwa 40 bis 60 cm unter der Geländeoberfläche. Die Entwässerung (und auch die Probenahme) wird durch hohe Wasserstände der Eider, bei denen die Dräns unterhalb des Wasserspiegels münden, stark eingeschränkt. Dies war im Untersuchungszeitraum zeitweise im Hochsommer 1999 und 2000 (Sommerhochwasser durch „Verkrautung“ der Eider) sowie über längere Zeiträume im Winter 1999/2000 der Fall.

Das Dränwasser aus der Moordränge lässt sich charakterisieren durch eine stärker schwankende Wassertemperatur (Median  $10,4 \pm 2,7^\circ\text{C}$ , Amplitude  $4,7\text{-}15,1^\circ\text{C}$ ), reduzierende Bedingungen (Median  $133 \pm 66\text{ mV}$ ), einen Sauerstoffgehalt von z.T. meistens deutlich unter  $2\text{ mg/l}$  und einen pH Wert, der im Bereich des Neutralpunktes liegt (Median  $7,0 \pm 0,2$ ). Die Leitfähigkeit weist mit einem Median von  $512 \pm 35\ \mu\text{S}$  und einer Amplitude von  $395\text{-}625\ \mu\text{S}$  im Vergleich zu anderen Wässern im Eidertal mittlere Werte auf.

Die Schüttung ist von Drän zu Drän unterschiedlich. Im Vergleich zu den Quellen treten kurzfristig starke Schwankungen auf, die niederschlagsabhängig sind. Bei drei längerfristig beprobten Dräns lag die Schüttung bei  $0,14 \pm 0,06$ ,  $0,08 \pm 0,03$  und  $0,13 \pm 0,07\text{ l/s}$  (Median).

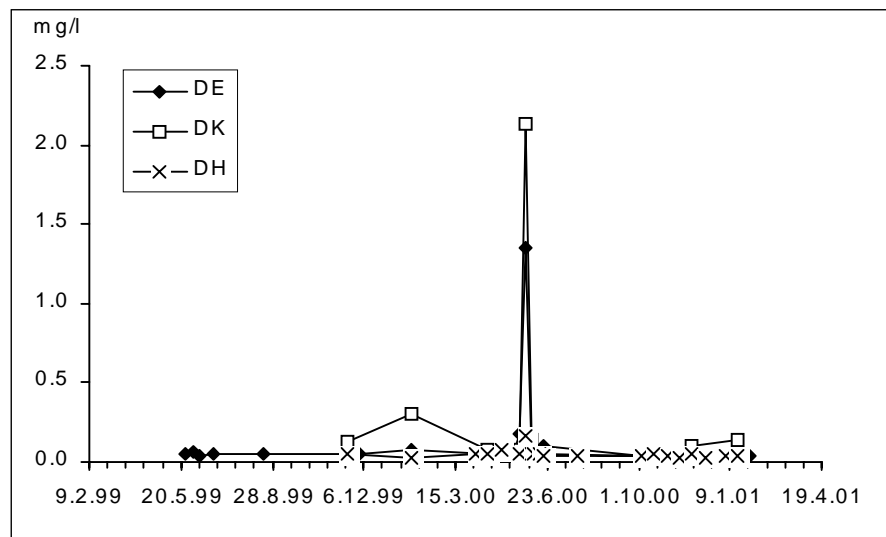
#### *Nährstoffdynamik*

Die Ammonium-N-Konzentrationen weisen sowohl beim Vergleich mehrerer Drängen als auch bei der Betrachtung der Messungen zu verschiedenen Zeitpunkten unterschiedliche Werte auf. Die Werte des Dräns „DE“ liegen zwischen  $0,7$  und  $2,4\text{ mg/l}$  mit Schwankungen von fast  $1\text{ mg/l}$  innerhalb von wenigen Tagen (Frühjahr 2000) (Abb. 19). Die höchsten Werte wurden im Spätherbst 1999 ( $2\text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ ) und im Winter 2000/2001 ( $2,4\text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ ), die niedrigsten im Frühjahr 2000 ( $0,8\text{-}1\text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ ) erreicht. Zwei weitere Dräns („DK“ und „DH“) haben eine weniger stark ausgeprägte Dynamik mit insgesamt niedrigeren Konzentrationen ( $0,4 - 1\text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ ), aber ebenfalls mit den niedrigsten Werten im Frühjahr 2000 und den höchsten Konzentrationen in den Wintermonaten.



**Fig. 19:** Dynamik der Ammonium-N-Konzentration in drei Moordrängen bei Schmalstede.

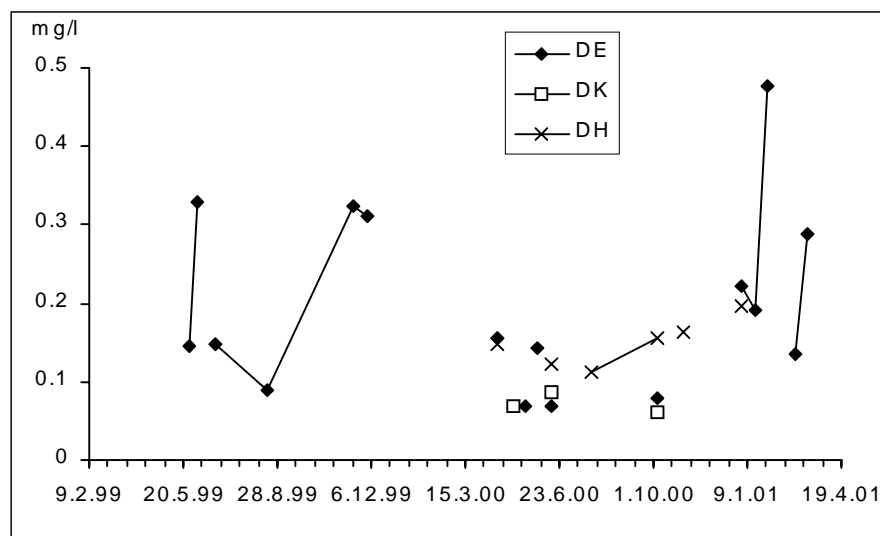
Die Nitrat-N-Konzentration lag in den beiden Dräns „DE“ und „DH“ fast durchgehend im Bereich der Nachweisgrenze und auch im Drän „DK“ zumeist deutlich unter 0,3 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Abb. 20). Höhere Nitrat-N-Konzentrationen traten in allen drei Dräns kurzfristig nur nach einer mehrwöchigen Trockenphase Ende Mai 2000 auf, als im Drän „DK“ bis zu 2,3 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  gemessen wurden.



**Fig. 20:** Dynamik der Nitrat-N-Konzentration in drei Moordrängen bei Schmalstede.

Die Phosphat-P-Konzentrationen in der Moordränge sind vergleichsweise hoch und weisen zum Teil starke Schwankungen innerhalb weniger Tage auf (Abb. 21). Bei den drei beprobten

Dräns lagen sie zwischen 0,05 mg/l im Sommerhalbjahr 2000 und 0,48 mg/l PO<sub>4</sub>-P im Januar 2001. Die Gesamt-P-Konzentration zeigt nicht so ausgeprägte Schwankungen. Beim Drän „DE“ liegt sie zwischen 0,23 und 0,5 mg/l.



**Fig. 21:** Dynamik der PO<sub>4</sub>-P-Konzentration in drei Moordrängen bei Schmalstede.

#### *Diskussion Nährstoffkonzentrationen in der Moordränge*

Aufgrund der vergleichsweise geringen Entwässerungstiefe und des lateralen Wasserzustroms führen die beprobten Dräns durchgehend Wasser. Die starken Schwankungen in der Wasserführung zeigen aber, dass Niederschläge einen bedeutenden Einfluss auf die Wassermenge in den Dräns haben. Bemerkenswert sind die fast ganzjährig anoxischen Bedingungen in den Dräns, während in tiefer entwässerten Niedermooren und auf Mineralbodenstandorten in Dräns oxische Verhältnisse vorherrschen. Dementsprechend liegt in den Moordräns Nitrat fast ganzjährig im Bereich der Nachweisgrenze vor, während Ammonium und Phosphat vergleichsweise hohe Konzentrationen erreichen. Nur bei stark absinkenden Wasserständen am Ende einer längeren Trockenperiode war Nitrat nachweisbar. Zu diesem Zeitpunkt müssen die Dräns kurzzeitig in der ungesättigten Zone gelegen haben, so dass Nitrat mit dem Sickerwasser in die Dräns ausgewaschen wurde, bevor es denitrifiziert werden konnte. Die hohen Phosphatkonzentrationen in dem Drän „DE“ stimmen gut mit Phosphatkonzentrationen in den nahegelegenen Piezometern auf dem Standort Schmalstede überein. Die starken kurzfristigen Schwankungen der Phosphatkonzentration im Dränwasser sind vermutlich auf schnelle Wechsel der kleinräumigen Redoxverhältnisse durch Wasserstandsschwankungen nach Niederschlägen bzw. Trockenperioden zurückzuführen, die jeweils zu einer Freisetzung bzw. Bindung von Phosphat führen.

### 3.1.2.4 Entwässerungsgräben

In den größeren Entwässerungsgräben im Eidertal ist in der Regel Mischwasser zu finden, das sich aus unterschiedlich großen Anteilen der oben genannten punktuell diffusen sowie diffusen Wasser- und Stoffpfade zusammensetzt. In einigen Fällen dominiert ein Eintragspfad, so dass die Nährstoffkonzentration im Grabenwasser große Ähnlichkeit mit der typischen Nährstoffzusammensetzung einer der oben genannten Eintragspfade hat. Neben der Vermischung unterschiedlicher Wässer ist zu beachten, dass im Grabenwasser Transformationsprozesse auftreten, die ebenfalls dazu führen, dass sich die Nährstoffkonzentration in einem Graben vom Hangfuß bis zur Eider verändert. Im folgenden werden drei typische Situationen im Eidertal vorgestellt.

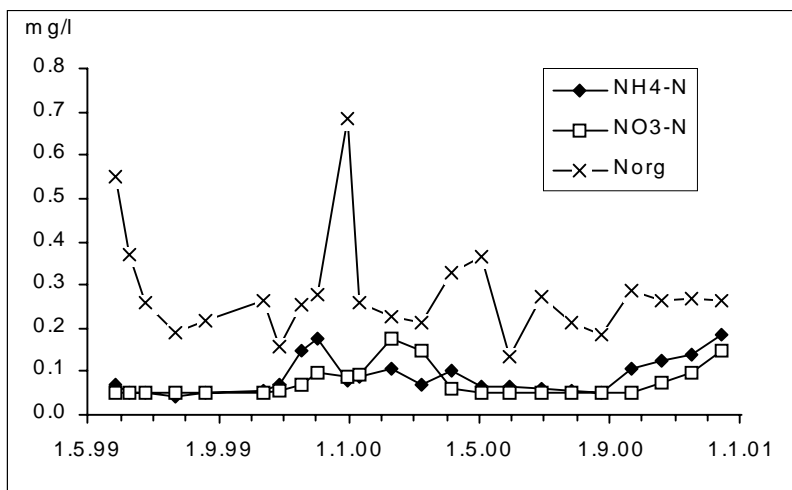
#### **Graben Brachfläche Grevenkrug (dominiert von anoxischer Quelle)**

Der Graben ist etwa 100 Meter lang, beginnt hangnah auf einer quelligen Fläche und verläuft gerade zur Eider. Der ständig fließende Graben besitzt ein deutliches Gefälle. Es treten keine Quergräben oder Dränagen auf. Die Schüttung des Grabens ist sehr gleichmäßig und beträgt etwa 0,5 l/s. Bei hohen Eiderwasserständen kommt es zum Rückstau im Graben bis etwa auf ein Drittel der Grabenlänge. Die Proben wurden im Einmündungsbereich des Grabens in die Eider entnommen, bei Rückstau etwas weiter grabenaufwärts im einem Bereich mit noch fließendem Wasser.

Das Grabenwasser läßt sich charakterisieren durch eine nur schwach schwankende Wassertemperatur (Median  $9,8 \pm 1,3^\circ\text{C}$ , Amplitude  $6,7\text{-}11,6^\circ\text{C}$ ), leicht oxidierende Bedingungen (Median  $252 \pm 49$  mV), hohe Sauerstoffgehalte (Median  $8 \pm 1,7$  mg/l  $\text{O}_2$ ) und einen pH Wert, der im leicht alkalischen Bereich liegt (Median  $7,58 \pm 0,1$ ). Die Leitfähigkeit weist mit einem Median von  $503 \pm 26 \mu\text{S}$  im Vergleich zu anderen Wässern im Eidertal mittlere Werte auf.

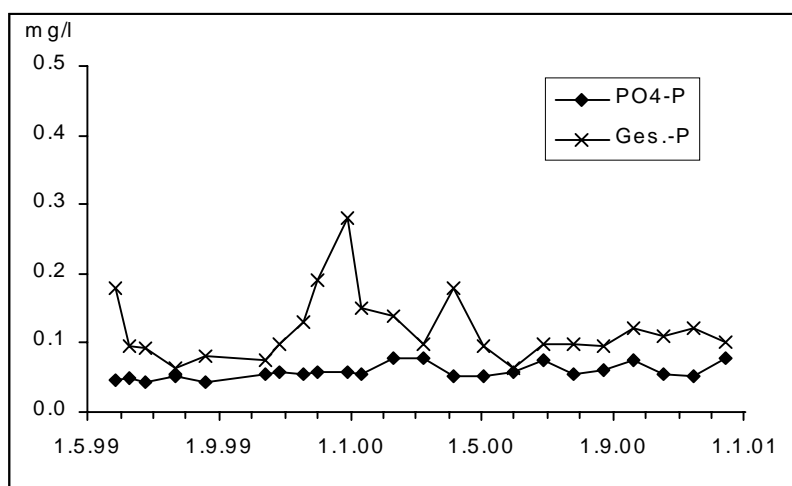
#### *Nährstoffdynamik*

In dem regelmäßig beprobten Entwässerungsgraben wird hangnah austretendes anoxisches Grundwasser abgeführt (ebenso wie in mehreren parallel verlaufenden Gräben auf der Fläche). Sowohl Ammonium und Nitrat als auch organisch gebundener Stickstoff liegt ganzjährig im Grabenwasser in geringen Konzentrationen vor. Ammonium-N erreichte maximal 0,19 mg/l jeweils im Frühwinter 1999 und 2000, Nitrat-N war mit maximal 0,18 mg/l im Februar 2000 nachweisbar (Abb. 22). Der organisch gebundene Stickstoff schwankt zwischen 1,5 und 4 mg/l, einzelne höhere Werte sind vermutlich auf eine ungünstige Probenahme (Aufwirbelung von Schwebeteilchen) zurückzuführen.



**Fig. 22:** Dynamik der Stickstoffkonzentration in einem Graben bei Grevenkrug.

Auch die Phosphat-P und die Gesamt-P-Konzentrationen sind gering (Median  $0,056 \pm 0,011$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  bzw.  $0,099 \pm 0,05$  mg/l Gesamt-P) (Abb. 23). Höhere Werte bei Gesamt-P sind vermutlich wie bei Stickstoff auf eine ungünstige Probenahme (Aufwirbelung von Schwebeteilchen) zurückzuführen.



**Fig. 23:** Dynamik der Phosphorkonzentration in einem Graben bei Grevenkrug.

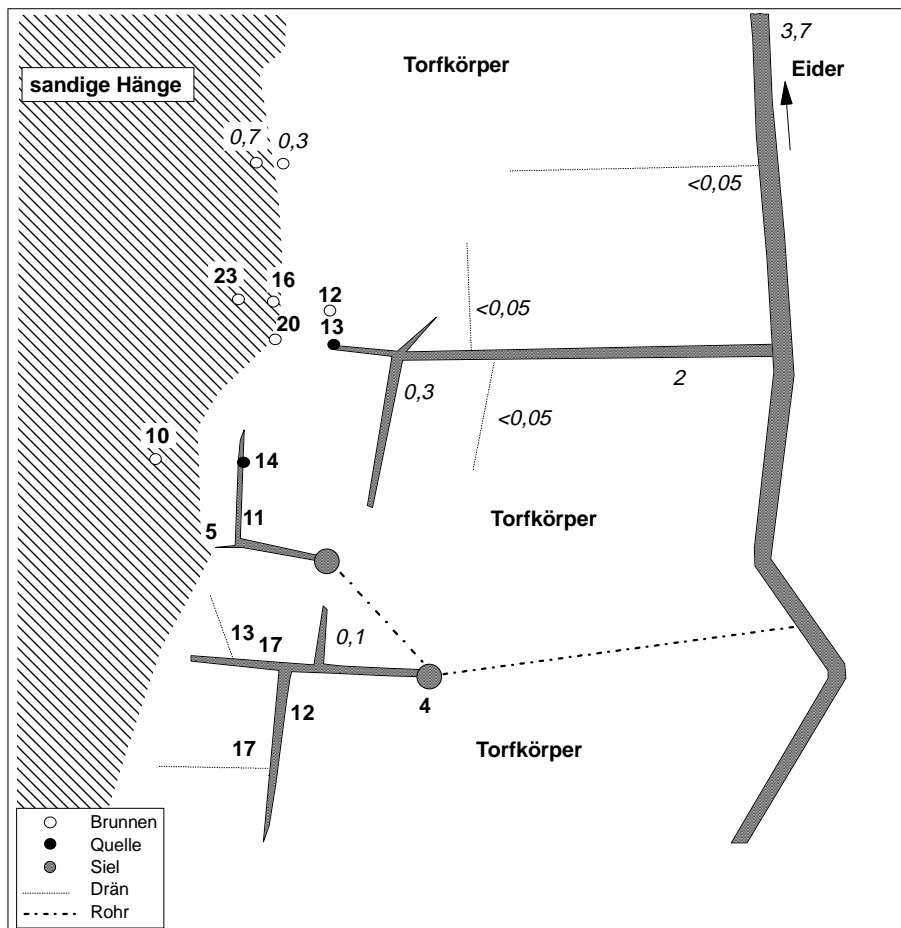
#### *Diskussion Nährstoffdynamik*

Die hydrochemischen Messwerte in diesem Graben zeigen, dass das Grabenwasser von einer recht stark schüttenden anoxischen Quelle dominiert wird. Dies wurde auch durch Messungen direkt an der Quelle am Hangfuss bestätigt. Auf dem Fließweg von der Quelle zur Einmündung in die Eider hat sich durch den Kontakt mit Luftsauerstoff der Sauerstoffgehalt und das Redoxpotential im Grabenwasser erhöht.

### Graben auf der Intensivfläche Schmalstede (Mischwasser)

Im Bereich Schmalstede wurde ein Entwässerungssystem beprobt, das aus einem Hauptgraben, der vom Hangfuß zur Eider verläuft, zwei Seitengräben und einigen alten, kaum noch funktionsfähigen Moordrängen besteht (Abb. 24). Im Kopfbereich der Hauptgrabens befindet sich eine oxische Quelle, in den beiden Seitengräben sowie am Grunde des Grabens kommen anoxische Quellen an die Oberfläche. Die Schüttung des Grabens bei der Einmündung in die Eider liegt bei 4 l/s. Der gesamte Graben ist mit Brunnenkresse (*Nasturtium microphyllum*) bewachsen, die dichte Teppiche im Grabenwasser ausbildet.

Das Grabenwasser läßt sich charakterisieren durch nur schwach schwankende Wassertemperatur (Median  $10,2 \pm 0,7^\circ\text{C}$ , Amplitude  $7,3\text{-}11,6^\circ\text{C}$ ), leicht oxidierende Bedingungen (Median  $231 \pm 64$  mV), mittlere Sauerstoffgehalte (Median  $3,2 \pm 0,7$  mg/l  $\text{O}_2$ ) und einen pH-Wert im leicht alkalischen Bereich (Median  $7,34 \pm 0,1$ ). Die Leitfähigkeit weist mit einem Median von  $567 \pm 10 \mu\text{S}$  im Vergleich zu anderen Wässern im Eidertal mittlere Werte auf.



**Fig. 24:** Verteilung der Nitrat-N-Konzentration (mg/l) im Grabensystem bei Schmalstede im Oktober 1999. Der im Text beschriebene Graben ist das obere Grabensystem. Das südliche Grabensystem führt auch Mischwasser und wird von mehreren oxischen Quellaustritten dominiert. Hier liegt die Nitratkonzentration im zentralen Siel bei 4 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ .



### *Nährstoffdynamik*

Die Nitratkonzentration beträgt an der Einmündung des Grabens in die Eider  $1,7 \pm 0,2$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Median) mit nur geringen Schwankungen im Jahresverlauf. Die Ammonium-N-Konzentration liegt bei  $0,1 \pm 0,07$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Median).

Phosphor ist konstant niedrig mit  $0,027 \pm 0,02$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  bzw.  $0,061 \pm 0,01$  mg/l Gesamt-P im Grabenwasser vorhanden.

### *Diskussion Nährstoffdynamik*

Das Entwässerungssystem bei Schmalstede führt Mischwasser, das über unterschiedliche Pfade mit einer unterschiedlichen Schüttung und Nährstoffkonzentration in den Graben gelangt ist. Im Kopfbereich des Grabens kommt stark nitrathaltiges Wasser mit  $14,7 \pm 1,9$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Median) über eine oxische Quelle in den Graben (vgl. oxische Quellen, Abb. 40). Die Schüttung dieser Quelle beträgt allerdings nur  $0,26 \pm 0,03$  l/s. Die anoxischen Quellen ließen sich in diesem Grabensystem nicht direkt beproben, da sie alle am Grunde des Grabens zutage traten. Messungen im Grabenwasser zeigen aber, dass es sich um anoxische Quellen mit sehr niedrigen Nitratgehalten handeln muss. Diese Quellen weisen sichtbar eine starke Schüttung auf. In den wenigen noch wasserführenden Moordrängen kommt Nitrat im Bereich der Nachweisgrenze vor, und die Ammonium-N-Konzentration liegt bei  $0,19\text{-}0,27$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Die Schüttung der Moordrängen ist auch nach Niederschlagsereignissen sehr gering und liegt bei  $0,01\text{-}0,05$  l/s.

Die größte Wassermenge wird demnach in diesem Grabensystem durch anoxische Quellen geliefert, die höchste Nitratbelastung durch eine weniger stark schüttende oxische Quelle. Die recht konstante Nährstoffkonzentration im Grabenwasser ist durch die kontinuierliche Nährstoffkonzentration und Wasserschüttung der oxischen und anoxischen Quellen zu erklären, die für ein gleichmäßiges Mischungsverhältnis im Grabenwasser sorgen.

Neben der Mischung und Verdünnung ist in diesem Graben auch eine Verringerung der Nährstoffkonzentration durch Pflanzenaufnahme wahrscheinlich, da das Grabenwasser durch dichte Brunnenkresseteppiche fließt.

### **Grabensystem auf einer intensiver genutzten Fläche bei Grevenkrug (Mischwasser)**

Das Entwässerungssystem besteht aus einem Hauptgraben, der vom Hangfuß zur Eider führt. Während nördlich des Grabens eine Extensivweide ohne Drängen liegt, befindet sich südlich angrenzend eine intensiver genutzte Fläche, die durch mehrere hangparallele Plastikdräns entwässert wird. Der Graben ist dicht bewachsen mit Brunnenkresse (*Nasturtium microphyllum*). Er weist ein deutliches Gefälle auf, so dass das Wasser gut abfließt. Die Schüttung beträgt etwa 2 l/s.

Das Grabenwasser lässt sich charakterisieren durch eine nur schwach schwankende Wassertemperatur (Median  $10,3 \pm 1,9^\circ\text{C}$ , Amplitude  $8,4\text{-}13,9^\circ\text{C}$ ), leicht oxidierende Redoxbedingungen (Median  $232 \pm 37$  mV), mittlere Sauerstoffgehalte von  $3,8 \pm 0,2$  mg/l  $\text{O}_2$  (Median) und einen pH Wert im leicht alkalischen Bereich (Median  $7,33 \pm 0,2$ ). Die Leitfähigkeit weist mit einem Median von  $533 \pm 22 \mu\text{s}$  im Vergleich zu anderen Wässern im Eidertal mittlere Werte auf.

#### *Nährstoffkonzentrationen*

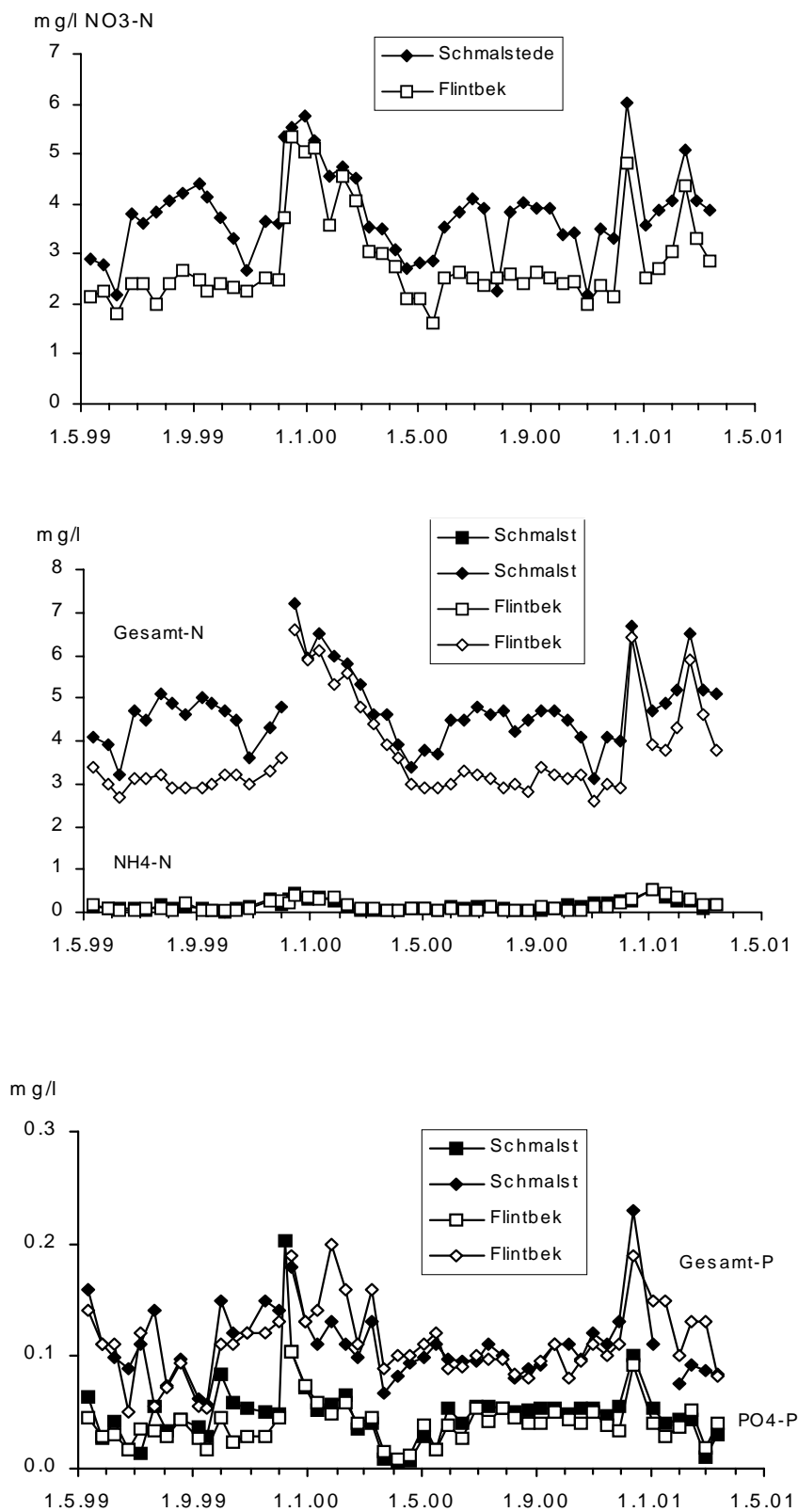
Im Grabenwasser betrug die Stickstoffkonzentration (Median)  $4,5 \pm 1$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $0,07 \pm 0,04$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $4,84 \pm 1$  mg/l Gesamt-N. Die Phosphorkonzentration lag bei  $0,04 \pm 0,01$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  und  $0,09 \pm 0,01$  mg/l Gesamt-P (Median).

#### *Diskussion Nährstoffkonzentrationen*

Bei dem Grabenwasser handelt es sich um Mischwasser, das aus oxischen Quellen und aus Moordrängen stammt. Die vergleichsweise hohe Nitrat-N-Konzentration von  $4,5$  mg/l im Grabenwasser ist darauf zurückzuführen, dass eine oxische Quelle, die direkt im Graben mündet, sowie 3 Dräns, die offensichtlich ebenfalls oxische Quellen anzapfen, in den Graben fließen. Die oxische Quelle im Graben hat eine Nitrat-N-Konzentration von  $4,1 \pm 0,8$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ , die drei oxischen Dräns von  $8,3 \pm 0,4$ ,  $6,4 \pm 2,9$  und  $7,7 \pm 1,7$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Die vier oxischen Quellen sind für etwa  $2/3$  der in die Eider fließenden Wassermenge verantwortlich. In zwei ebenfalls in den Graben mündenden anoxischen Moordrängen lag die Nitratkonzentration dagegen im Bereich der Nachweisgrenze. In Anbetracht der hohen Einträge ist die Nitratkonzentration im Graben noch vergleichsweise niedrig. Dies ist neben einem leichten Verdünnungseffekt vermutlich auf Pflanzenaufnahme durch die dichten Brunnenkressesteppiche sowie möglicherweise Denitrifikation bei verzögertem Abfluss zurückzuführen.

### **3.1.2.5 Eider**

In der Eider wurde an den beiden Pegeln Schmalstede und Flintbek die Wasserproben und die Durchflussmessungen durchgeführt. Beide Probenahmestellen liegen etwa  $7$  km Fluslänge auseinander, das Einzugsgebiet vergrößert sich um etwa  $15$  km<sup>2</sup>.



**Fig. 25:** Dynamik der Nitrat-N- (oben), Gesamt-N- und Ammonium-N- (mitte) sowie der Gesamt-P- und der Phosphat-P-Konzentration in der Eider am Pegel Schmalstede und Flintbek.

### Nährstoffkonzentrationen

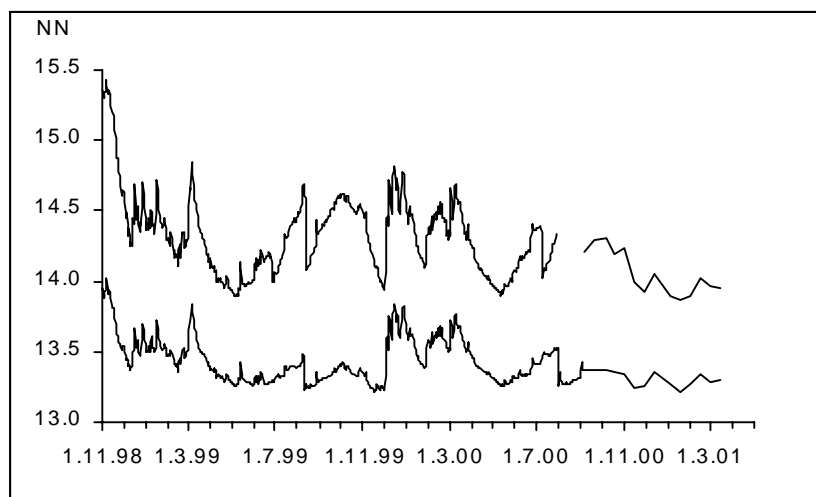
Die bedeutendste Stickstoffspezies in der Eider ist Nitrat, welches rund 80% des Gesamtstickstoffs ausmacht (Abb. 25). Während im Sommerhalbjahr die Nitratkonzentration vergleichsweise konstant blieb (2-2,5 mg/l Flintbek, um 4 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  Schmalstede), kam es zu erhöhten Werten (bis 6 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) jeweils nach starken Niederschlägen zu Beginn des Winters. Die Nitrat-N-Konzentration lag bei Schmalstede im Sommerhalbjahr deutlich höher als in Flintbek, während insbesondere im Winter 1999/2000 z.T. nur geringe Unterschiede zwischen den beiden Meßstellen festgestellt wurden.

Die Ammoniumkonzentration hat einem Median von 0,12 mg/l (Schmalstede) bzw. 0,095 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Flintbek) (Abb. 25). Ähnlich wie beim Nitrat wurden die höchsten Werte in den Wintermonaten gemessen (max. 0,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ), während in den Sommermonaten die Werte unter 0,1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  lagen.

Die Phosphorkonzentration weist die höchsten Werte (max. 0,21 mg/l Gesamt-P) nach stärkeren Niederschlägen zu Beginn des Winters auf, während insbesondere im Sommer 2000 die Werte konstant waren (um 0,1 mg/l Gesamt-P, um 0,05 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) (Abb. 25).

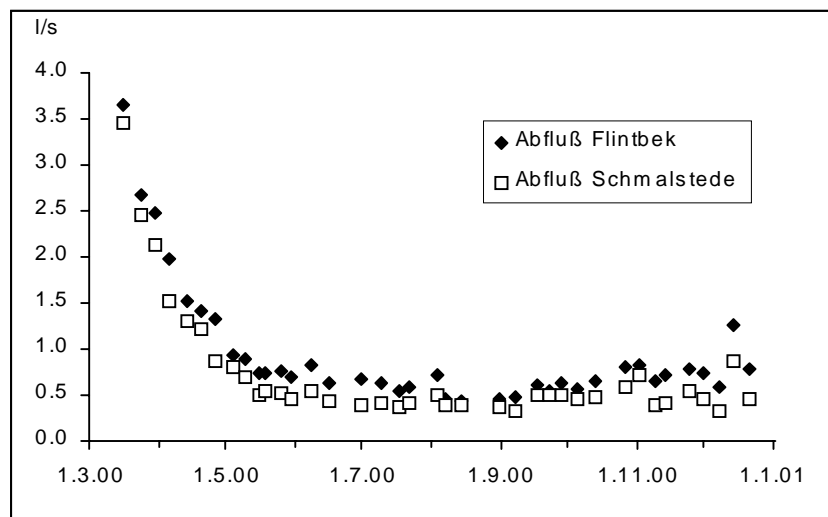
### Wasserstand, Durchflussmessungen und Frachtberechnungen

Die beiden Untersuchungsjahre zeigten eine deutlich unterschiedliche Wasserführung der Eider (Abb. 26). Insbesondere die Wintermonate unterscheiden sich, wobei 1999/2000 nach heftigen Regenfällen von Dezember 1999 bis März 2000 hohe Wasserstände aufwies, während im Winter 2000/2001 niedrige Wasserstände verzeichnet wurden.



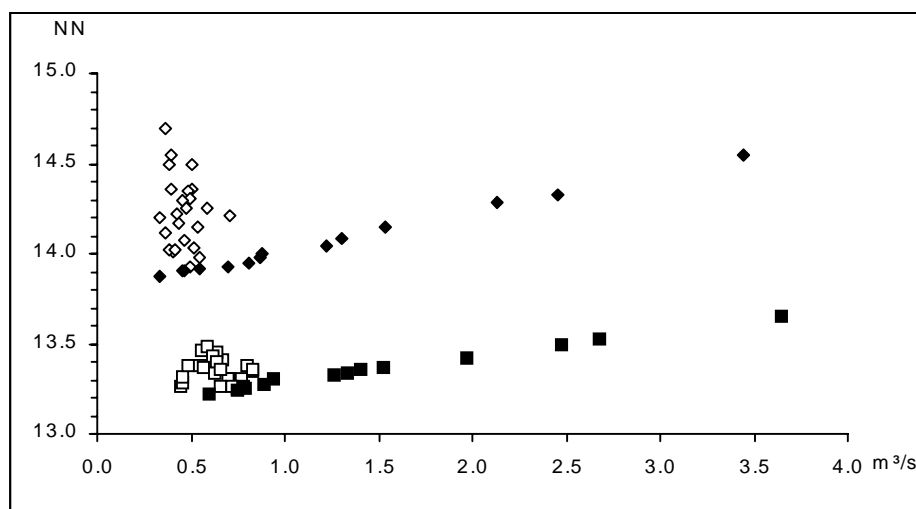
**Fig. 26:** Dynamik der Wasserstände (Tageswerte) am Pegel Schmalstede (obere Reihe) und Flintbek (untere Reihe) von November 1998 bis August 2000 (Daten LANU-SH). Ab August 2000 14-tägige Ablesung (Daten ÖZK).

Die Abflussmenge an beiden Pegeln wurde im Rahmen einer Diplomarbeit von März bis Dezember 2000 durch Flügelmessungen ermittelt. Im März wurden bei hohen Wasserständen an den Pegeln Abflussmengen von 3,5 (Flintbek) bzw. 3,7 m<sup>3</sup>/s (Schmalstede) ermittelt, im Verlauf des Jahres gingen die Werte auf 0,5 bis 1 m<sup>3</sup>/s zurück und stiegen auch zu Beginn des Winters 2000 nur leicht wieder an (Abb. 27).



**Fig. 27:** Entwicklung des Abflusses an den Pegeln Schmalstede und Flintbek von März bis Dezember 2000 (Flügelmessungen I. Otten).

Eine Gegenüberstellung von Wasserstand und Abfluss zeigt deutlich den Einfluss des Makrophytenbewuchses auf den Wasserstand in der Eider (Abb. 28). Während die Wasserstand-Abfluss-Beziehung von März bis Anfang Mai und von Ende November bis Ende Dezember linear verläuft ( $r^2=0,99$ ,  $p<0,001$ ), kommt es während der Phase des Makrophytenbewuchses von Anfang Mai bis Ende November zu hohen Wasserständen bei gering bleibenden Abflusswerten, insbesondere am Pegel Schmalstede.



**Fig. 28:** Wasserstand-Abfluss Beziehung an den beiden Pegeln Schmalstede (oben) und Flintbek (unten). Die hellen Symbole geben jeweils die Werte während des Makrophytenbewuchses (Anfang Mai-Ende November) an.

Im folgenden werden für das Berechnungsjahr 1.12.1999 bis 30.11.2000 Abflüsse und Frachten berechnet. Dabei wurde in der Zeit ohne Makrophytenbewuchs (Anfang Mai-Anfang November) der Abfluss aus dem Wasserstand anhand der Geradengleichung aus Abb. 28 berechnet, während in den Sommermonaten die Abflusswerte der Flügelmessungen interpoliert wurden. Die Frachtberechnungen erfolgten nach Zalewski et al. (1997) (Multiplikation der 14-tägigen Konzentrationswerte mit den aufsummierten täglichen Abflussmengen zwischen zwei Probenahmen).

Der Abfluss im Berechnungsjahr beträgt bei Schmalstede etwa 43 Mio m<sup>3</sup>/a und bei Flintbek etwa 49,8 Mio m<sup>3</sup>/a. Berechnungen mit dem Matrixmodell (Teilbericht 1) ergaben einen mittleren Abflusswert beim Eintritt in den Talraum (etwa 1 km eideraufwärts von Schmalstede) von 39,6 Mio m<sup>3</sup>/a, so dass beide Werte recht gut übereinstimmen. Die Differenz der Abflussmessungen in Schmalstede und Flintbek ergibt 6,8 Mio m<sup>3</sup>/a, dies entspricht einem Wert von etwa 0,215 m<sup>3</sup>/s. Der deutliche Zunahme (14%) der Wassermenge der Eider beim Durchfließen des oberen Eidertals (ca. 7 km) ist mit einer Entlastung aus dem Liegenden Grundwasser zu erklären (vgl. van der Aa et al. 2001). Das Matrixmodell (Teilbericht 1) geht von einem mittleren Wasserzustrom beim Durchfließen des Eidertals von etwa 5,6 Mio m<sup>3</sup>/a aus und liegt damit nur leicht unter den aus den Flügelmessungen errechneten Werten.

Frachtberechnungen für Nitrat ergeben für das Berechnungsjahr eine Abnahme der Nitratfracht um 8 t NO<sub>3</sub>-N a<sup>-1</sup> von 182 t NO<sub>3</sub>-N a<sup>-1</sup> (Schmalstede) auf 174 t NO<sub>3</sub>-N a<sup>-1</sup> (Flintbek) (Tab. 1). Bei Ammonium erhöht sich die Fracht von 7 auf 8 t NH<sub>4</sub>-N a<sup>-1</sup>. Beim Gesamtstickstoff findet eine Abnahme der Fracht um 5 t N a<sup>-1</sup> statt (226 t N a<sup>-1</sup> (Schmalstede), 221 t N a<sup>-1</sup> (Flintbek)).

Der Eintrag im Talraum zwischen Schmalstede und Flintbek kann anhand der Screeninguntersuchungen im Mai 2000 abgeschätzt werden. Im Rahmen des Screenings wurden alle erfassbaren Zuflüsse in die Eider zwischen Schmalstede und Flintbeck beprobt und der Wasserzustrom gelitert oder abgeschätzt. Insgesamt ergab sich ein identifizierbarer Zustrom von rund 0,09 m<sup>3</sup>/s, so dass bei einem mittleren Zustrom von 0,215 m<sup>3</sup>/s etwa 1,25 m<sup>3</sup>/s (etwa 60 %) nicht vom Ufer her erfassbar waren. Neben diffusen Einträgen aus dem Torfkörper dürfte es sich bei diesen Einträgen um Quellen handeln, die unterhalb des Wasserspiegels in die Eider münden. Bei Modellierungen mit dem Programm Modflow (van der Aa et al. 2001) wurde angenommen, dass etwa 90% des zuströmenden Wassers aktuell über Gräben und Dränagen direkt in die Eider abgeführt wird und nur 10% durch den Torf sickert. Der unterschiedliche Anteil des oberflächlich erfassbaren Anteils ergibt sich vermutlich insbesondere dadurch, dass bei der Modellierung von einem gleichmäßig breiten Torfkörper (ca. 100 Meter) beiderseits der Eider ausgegangen wurde (2-D Parametrisierung), während in der Realität die Eider stark mäandriert und insbesondere in stark quelligen Bereichen (z.B. bei Grevenkrug) dicht an den

mineralischen Boden heranreicht, so dass hier größere Wassermengen unterirdisch ohne Torfpassage in die Eider fließen können.

Über die identifizierbaren Zuflüsse gelangt bei steady state-Betrachtung Nitrat mit  $3,2 \text{ t N a}^{-1}$  und Ammonium mit  $0,5 \text{ t N a}^{-1}$  in die Eider. Der Gesamt-Stickstoff liegt etwa bei  $4 \text{ t N a}^{-1}$ . Die identifizierbaren Zuflüsse umfassen neben kleinen Gräben und Quellen auch einen größerer Zufluss, der das Gebiet bei "Roten Hahn" entwässert, und einen Zulauf aus der Kläranlage am Eiderheim. Diese beiden Zuflüsse machen alleine etwa ein Drittel der Nitrat- und 10% der Ammoniumfracht aus.

Für die unidentifizierten Zuflüsse wird von einer geringen Nitratkonzentration von im Mittel  $0,2 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$  und einer Ammoniumkonzentration von  $0,3 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$  ausgegangen, da es sich überwiegend um anoxisches Grundwasser handeln dürfte. In einigen Bereichen, an denen die Eider dicht an die mineralischen Hänge heranreicht, könnten aber auch höhere Nitratkonzentrationen erreicht werden. Der Nitratreintrag über die unidentifizierten Zuflüsse berechnet sich dann auf etwa  $0,8 \text{ t N a}^{-1}$ , der Ammoniumeintrag auf  $1,2 \text{ t N a}^{-1}$ . Insgesamt werden auf dem Fließweg von Schmalstede bis Flintbek etwa  $4 \text{ t NO}_3\text{-N a}^{-1}$ ,  $1,7 \text{ t NH}_4\text{-N a}^{-1}$  und  $7 \text{ t N}$  Gesamt N eingetragen. Ein Vergleich mit dem Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet der oberen Eider zeigt, dass bei Schmalstede mit  $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Vergleich zu  $4,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  aus dem Talraum ein Vielfaches an Stickstoff eingetragen wird (Tab. 1).

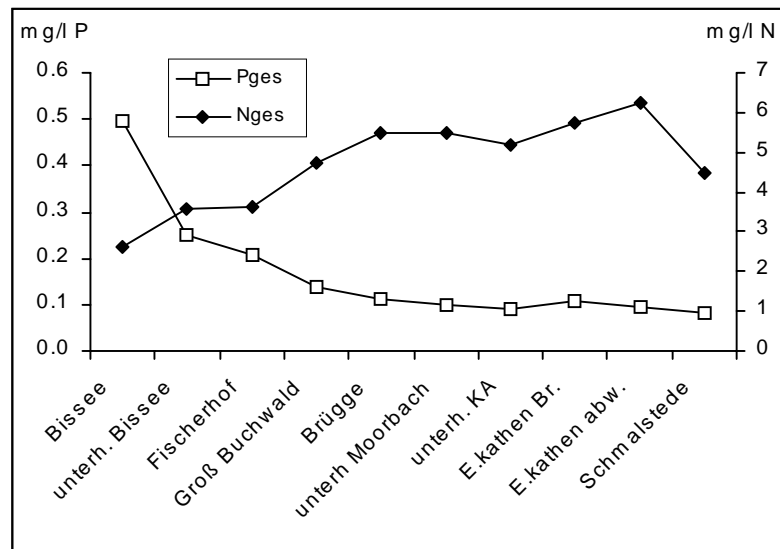
**Tab. 1:** Ein- und Austräge von Stickstoff im Eidertal vom 1.12.1999-31.11.2000.

$\text{t N a}^{-1}$	Nitrat	Ammonium	Gesamt-N	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Eider Schmalstede	182	7	226	19
Zufluss Talraum	4	1,7	7	4,7
Gesamt	186	8,7	233	
Eider Flintbek	174	8	221	
Differenz	12	0,7	12	
Retention	0,06	0,08	0,05	

### *Diskussion Eider*

Die Eider tritt mit einer Nährstoffbelastung in den Talraum bei Schmalstede ein. Ein Screening am 01.08.2000 im Rahmen einer Praktikumsarbeit von Schmalstede bis zum Bothkamper See zeigt, dass die Gesamtstickstoffkonzentration beim Verlassen des Bothkamper Sees nur  $2,6 \text{ mg/l N}$  betrug, auf den ersten Kilometern bis Brügge, in denen die Eider durch

landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen fließt, nimmt die Gesamt-N-Konzentration auf 5,5 mg/l N (Brügge) und 5,7 mg/l N (Eiderkathen) zu (Abb. 29). Erst auf der ersten Strecke im Eidertal nimmt die Konzentration auf 4,5 mg/l wieder ab. Die P-Gesamt-Konzentration nimmt dagegen von 0,5 mg/l am Seeausfluss auf 0,1 mg/l bei Brügge und 0,08 mg/l bei Schmalstede kontinuierlich ab (Jirjahn 2000).



**Fig. 29:** P-Gesamt und N-Gesamtkonzentration im Oberlauf der Eider vom Bothkamper See (Bissee) bis ins Eidertal (Schmalstede) am 01.08.2000.

Ein Vergleich der Bilanz zeigt, dass im Talraum vor allem der laterale Ammoniumeintrag bedeutend ist, der sich auf 20% der Ammoniumfracht bei Flintbek beläuft. Bei Nitrat spielt dagegen vor allem der Eintrag aus dem Oberlauf der Eider eine bedeutende Rolle. Insgesamt ist für Stickstoff eine Retention beim Durchfließen des Talraumes festzustellen. Verantwortlich dafür sind vermutlich Abbauprozesse im Gewässer (insbesondere Denitrifikation). Denitrifikation im Gewässer ist vor allem im Sommer bei geringer Fließgeschwindigkeit infolge des Makrophytenbewuchses zu erwarten.

Die Nährstoffverhältnisse im oberen Eidertal zwischen Schmalstede und Flintbek können nur bedingt auf andere Flusstalmoore in Schleswig-Holstein übertragen werden. Zu berücksichtigen ist, dass der Bilanzierungsraum kaum noch intensiv landwirtschaftlich genutzt wird, da die Niedermoorflächen zu einem Großteil der Stiftung Naturschutz gehören und brachgefallen sind und auch auf den mineralischen Hangbereichen sind zu einem Großteil mit Wald bedeckt (s.u.). Eine besondere Situation im Eidertal ist offensichtlich der hohe Zustrom von tiefem Grundwasser mit geringen Nährstoffkonzentrationen, die zu Verdünnungseffekten führen



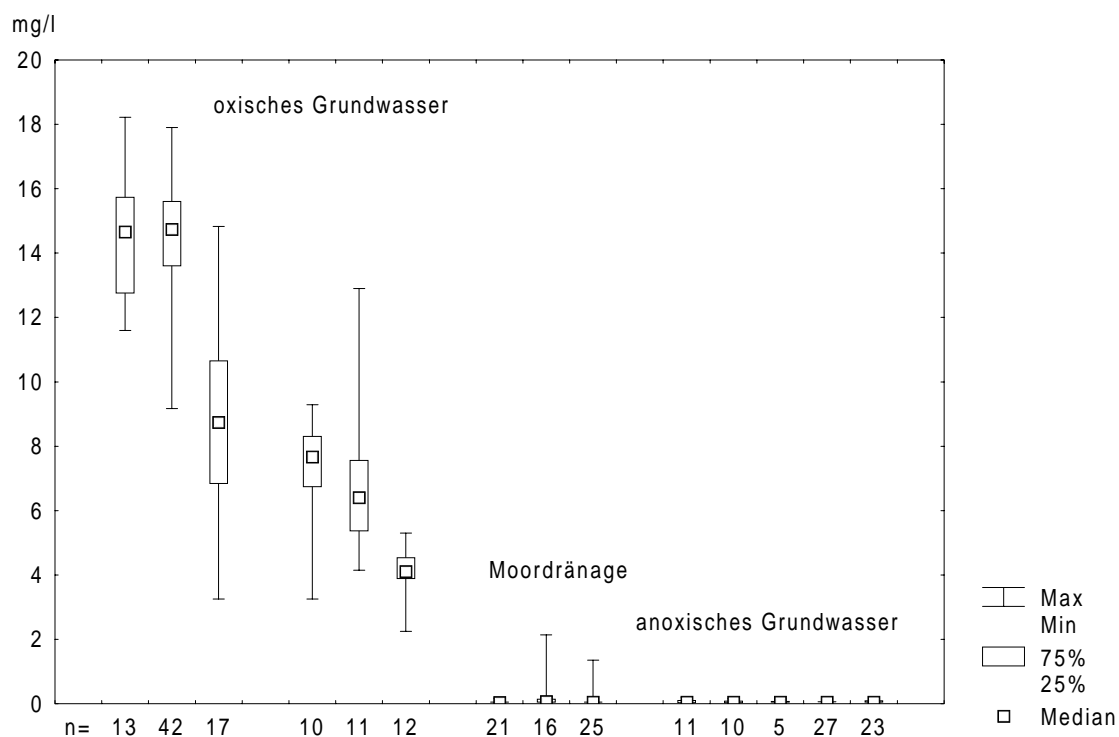
Insgesamt zeigen die Frachtberechnungen, dass für eine Reduzierung der Nährstofffracht in der Eider neben einer Reduzierung der lateralen Einträge (Pufferzonenmanagement) vor allem Maßnahmen zur Stärkung der Selbstreinigungskraft der Eider beim Durchfließen des Talraumes notwendig sind.

### 3.1.3 Nährstoffeinträge in die Eider und Möglichkeiten ihrer Reduktion

Im folgenden werden die einzelnen Eintragspfade bezüglich ihrer Wasserchemie verglichen, auf ihre räumliche Verteilung im Eidertal eingegangen und Handlungsoptionen für eine Verringerung der Nährstoffeinträge gegeben.

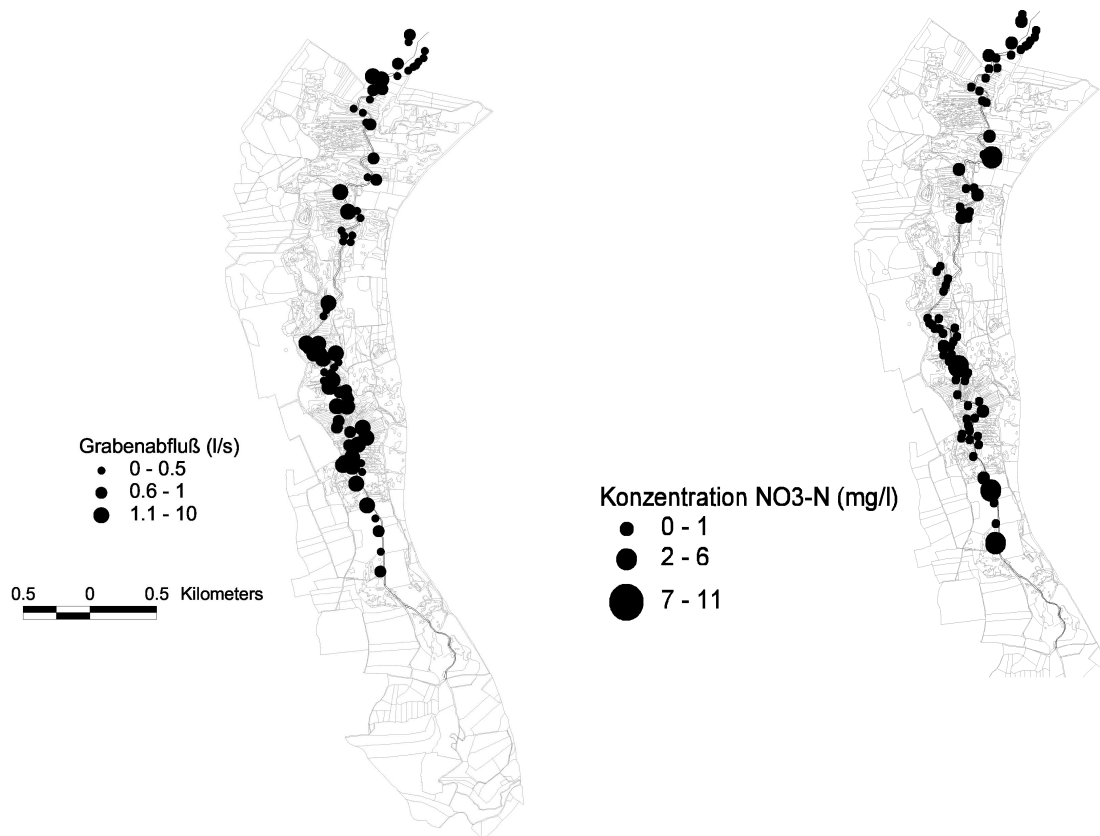
#### 3.1.3.1 Nitrateintrag

Die höchsten Nitratkonzentrationen wurden in hangnahen Quellen mit jungem, oxischem Grundwasser gemessen, in denen Werte bis zu 18 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  erreicht wurden (Abb. 30). Über die fast ganzjährig anoxische Moordränage gelangt nur in Ausnahmefällen Nitrat in die Eider, wenn nach sehr langen Trockenperioden der Grundwasserstand auf der Moorfläche unterhalb der Dränage liegt (siehe Standortbeschreibung Schmalstede). Im alten, anoxischen Grundwasser lag Nitrat immer im Bereich der Nachweisgrenze.



**Fig. 30:** Nitrat-N-Konzentration verschiedener Wässer im Eidertal. Jeder Box-Whisker-Plot gibt die Werte einer Probenahmestelle wieder, n bezieht sich auf die Anzahl der Proben.

Es wird deutlich, dass der Schwerpunkt bei der Reduktion der Nitrateinträge in die Eider auf der Lokalisierung und Entschärfung von stark nitratbelasteten oxischen Quellen im oberen Eidertal liegt. Ein Screening des Talraums zwischen Flintbek und Schmalstede ergab in 17% der 76 auf dieser Strecke in die Eider mündenden Quellen, Gräben, Dränagen und Bäche eine Nitratkonzentration von über 1 mg/l (Abb. 31).



**Fig. 31:** Verteilung der Nitrateinträge im Eidertal zwischen Schmalstede und Flintbek im Mai 2000.

Bei den Gräben mit hoher Nitratkonzentration handelt es sich um Situationen wie oben für Schmalstede und Grevenkrug beschrieben, wo hangnah austretendes nitratbelastetes oxisches Quellwasser auf schnellem Wege in die Eider geleitet wird. Die vergleichsweise geringe Anzahl von Gräben mit nitratbelasteten Wasser erklärt sich aus der geringen Nutzungsintensität in vielen Bereichen des oberen Eidertals. Die mineralischen Hänge werden z.B. bei der Waldsiedlung nur extensiv beweidet, in mehreren Bereichen stockt Buchenwald. Auf diesen Flächen dürfte der Nitrateintrag ins Grundwasser gering sein. In den Niedermoorbereichen gehören viele Flächen seit längerer Zeit der Stiftung Naturschutz, so dass zahlreiche Gräben nicht mehr unterhalten werden und zuwachsen. Wenn in diesen Bereichen nitrathaltiges Quellwasser anströmt, fließt es vermutlich durch den Torfkörper und wird denitrifiziert. Geringe Nitratkonzentrationen in den Gräben ergeben sich in einigen Fällen auch durch eine Vermischung von nitratbelasteten mit unbelastetem Wasser, so dass im Einmündungsbereich in die Eider ein starker Verdünnungseffekt auftritt.

Der Eintrag von Nitrat ins Fließgewässer über oxische Quellen dürfte ein weitverbreitetes Phänomen in den Flusstalmooren des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein sein, da oxische Hangquellen ein Charakteristikum dieses Moortyps darstellen und hohe Nitratkonzentrationen im jungen Grundwasser ein Problem in zahlreichen landwirtschaftlich genutzten Gebieten in Schleswig-Holstein sind. Eine Auswertung des Basis- und des Trendmeßnetzes des Landes Schleswig-Holstein ergab eine Nitratbelastung im flachen Grundwasser (<5m) von  $9,41 \pm 9,01$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  und im etwas tieferen Grundwasser (5-20 m) von  $5,6 \pm 6,92$  mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Mittelwert) (Trepel & Kieckbusch 2000).

Im oberen Eidertal ist der Nitratreintrag durch zahlreiche sehr extensiv genutzte Flächen mit einem veralteten Entwässerungssystem sowie einem breiten Torfkörper vergleichsweise gering. Diese günstige Situation ist jedoch nicht in allen Flusstalmooren Schleswig-Holsteins gegeben. Insbesondere in engen Flusstälern mit einem schmalen flußbegleitenden Niedermoorkörper ist der Niedermoorbereich mit Entwässerungsgräben durchzogen worden, so dass hier mit einem zügigen Abfluss von nitratbelasteten Quellwasser gerechnet werden muss, ohne dass das Denitrifikationspotenzial des Torfkörpers ausgenutzt wird. In naturnahen, nicht entwässerten Flusstal-Niedermooren ist eine vollständige Denitrifikation von lateral anströmendem nitrathaltigem Grundwasser bereits in schmalen Niedermoorkörpern möglich, da die Denitrifikation innerhalb einer wenige Meter breiten sensible Zonen am Hangfuss stattfindet (Hoffmann 1998).

Für den lateralen Nitratreintrag ist auch die geologische Situation im Einzugsgebiet entscheidend. Sandige Böden begünstigen eine Nitratauswaschung, während auf schwereren Böden Nitrat besser im Boden gehalten wird. Wie das Beispiel Eidertal zeigt, sind sandige Böden in Schleswig-Holstein auch im Östlichen Hügelland lokal in Endmoränengebieten oder auf Binnensandern anzutreffen.

Aus den Ergebnissen der hydrochemischen Untersuchungen ergeben sich für die Reduktion der Nitratreinträge ins Fließgewässer über lateral anströmendes Grundwasser zwei Handlungsoptionen:

Zum einen ist eine veränderte Landnutzung auf den mineralischen Böden im Einzugsgebiet anzustreben, da hier das im Boden nur schwach gebundene Nitrat ausgewaschen wird und in das Grundwasser gelangt. Insbesondere auf den sandigen Böden bei Schmalstede sollte der dort in den vergangenen zwei Jahren praktizierte Maisanbau eingestellt und die Flächen als extensives Grünland genutzt werden.

Zum anderen sollten die noch vorhandenen Entwässerungsgräben verfüllt werden, um das Denitrifikationspotential des Moorkörpers auszunutzen. Wenn nitratbelastetes Quellwasser

gezwungen wird, durch den Moorkörper zu fließen, wird es zu einem vollständigen Nitratabbau durch heterotrophe Denitrifikation kommen.

Da viele Niedermoorflächen im oberen Eidertal bereits in Besitz der öffentlichen Hand sind und in Zukunft unter Naturschutzgesichtspunkten nur noch extensiv bewirtschaftet werden, ist der Verschluss von Gräben die am schnellsten durchführbare und mit den wenigsten Widerständen verbundene Maßnahme. Grundsätzlich sollte jedoch auch eine weniger grundwasserbelastende Landnutzung auf den Mineralbodenhängen erfolgen.

#### *Nitrateintrag aus dem Moorkörper*

Für einen starken Nitrateintrag in die Eider aus der Mineralisation des Torfkörpers liefern die Messergebnisse nur wenige Hinweise. Nitrat wurde in der beprobten Moordränge nur nach einer längeren Trockenphase im Mai 2000, in deren Verlauf der Grundwasserspiegel im Moorkörper stark absank, in höheren Konzentrationen gefunden. Die Ergebnisse der Bodenwasseruntersuchungen zeigen allerdings, dass es auf vielen Standorten bei sinkenden Wasserständen im Sommerhalbjahr regelmäßig zu einer Mineralisation bis zum Nitrat in den oberen 30-40 cm des Bodens kommt. Bei den im Vergleich zu anderen Niedermoorgebieten geringen Entwässerungstiefen im Eidertal mit kurzfristigen Maximalwerten von 60 cm unter Flur und mittleren Werten um 30-40 cm unter Flur scheint das in den oberen Bodenschichten gebildete Nitrat in tiefere Bodenschichten ausgewaschen und dort denitrifiziert zu werden, bevor es in die Dränge gelangt. Diese gekoppelte Nitrifikation und Denitrifikation fällt nur bei sehr niedrigen Wasserständen aus, wie die kurzfristig erhöhten Nitratkonzentrationen in den Dräns zeigen.

Neben der punktuell diffusen Entwässerung über Gräben und Drängen ist in Durchströmungsmooren ein diffuser Wasser- und Nährstoffeintrag aus dem Torfkörper ins Gewässer vorhanden, der sich meßtechnisch kaum analysieren läßt. Aufgrund der beschriebenen Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser des Torfkörpers ist davon auszugehen, dass mit dem diffus austretenden Wasser kein Nitrat sondern eher Ammonium ausgewaschen wird.

In anderen Niedermoorgebieten mit einer wesentlich tiefgreifenderen Entwässerung über ein dichtes Dränagesystem wird das im Torfkörper bei der Mineralisation gebildete Nitrat nach stärkeren Niederschlagsereignissen ausgewaschen, ohne das es vorher zu einer Denitrifikation kommt. In diesen Gebieten sind Nitrat-N-Austräge von  $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  möglich (z.B. Behrend et al 1993, Jelinek 1999). Im Eidertal sind diese Verhältnisse aufgrund einer eher moderaten Nutzung und Entwässerung selbst auf den in diesem Bericht als „intensiver“ bezeichneten Standorten bei Schmalstede nicht gegeben.

Die für den Gewässerschutz günstige Koppelung der Mineralisation mit der Denitrifikation in den mäßig entwässerten Torfen im Eidertal ist jedoch aus Klima- und Moorschutzgründen kritisch zu betrachten. Zum einen kommt es bei der Mineralisation weiterhin zu einer Torfze-

hrung, zum anderen treten vermutlich unter den wechsellässigen Verhältnissen wie in Schmalstede als Endprodukt der Denitrifikation neben elementarem Stickstoff auch klimawirksames Lachgas auf. Im Rahmen dieses Projektes wurden hierzu keine Untersuchungen durchgeführt, jedoch wird in der Literatur mehrfach ein Zusammenhang zwischen Lachgasbildung aufgrund unvollständiger Denitrifikation und Wechselfeuchte genannt (z.B. Davidsson 1997). Aus diesen beiden Gründen muss eine Einschränkung der Torfmineralisation durch Anhebung des Moorwasserspiegels auch auf den heute kaum als Nitratquelle in Erscheinung tretenden Moorflächen im oberen Eidertal ein vorrangiges Ziel im Rahmen eines integrierten Moorschutzes sein.

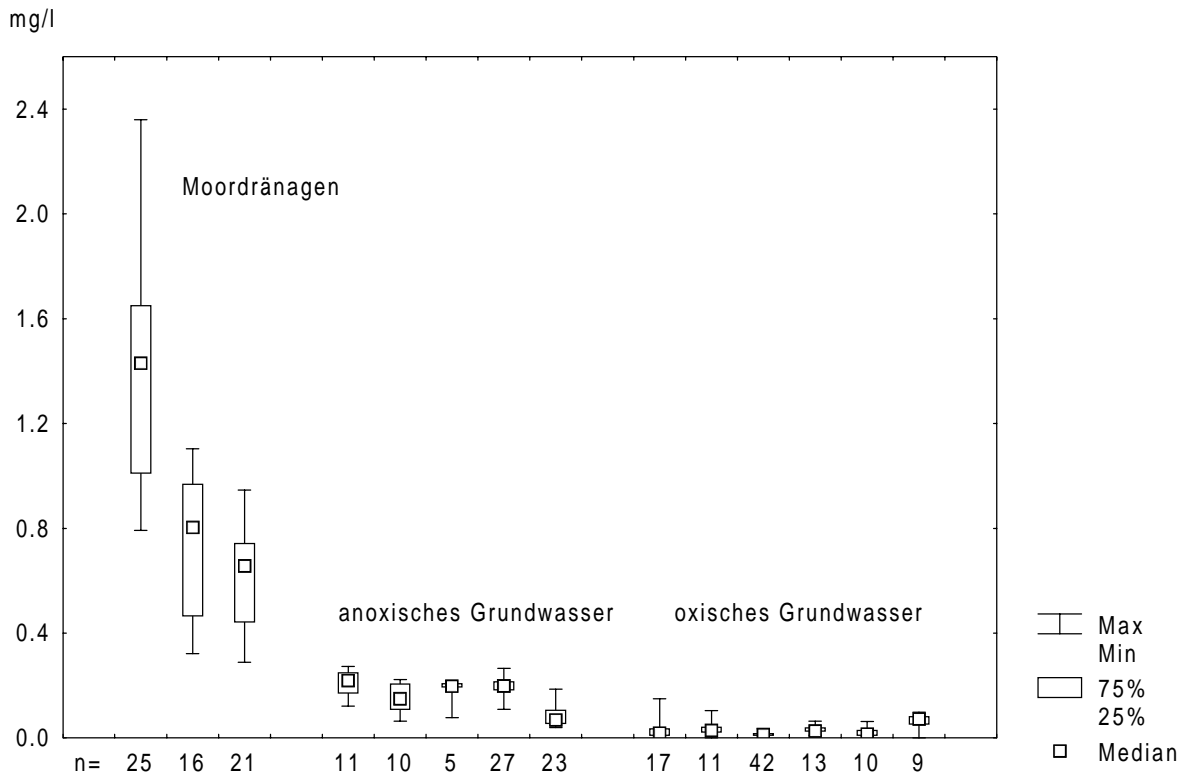
Eine Nitratfreisetzung durch Überflutung ist im Eidertal vermutlich nur in geringem Umfang gegeben. Prinzipiell ist eine Nitratwaschung aus den oberen Bodenschichten bei rascher Überflutung in Anschluss an eine längere Trockenphase möglich. Typisch für die Überflutungen im Eidertal ist allerdings, dass das Eiderwasser über den Uferwall tritt, die Fläche überflutet und innerhalb weniger Tage wieder absinkt. Da die überfluteten Niedermoorflächen niedriger als der Uferwall liegen, bleibt Wasser auf der Fläche stehen, das nicht abfließen kann. Wasserproben aus diesem Überflutungswasser zeigen keine erhöhten Nitratwerte, die Konzentrationen lagen am 15.12.1999 (eine Woche nach der Überflutung) auf einer intensiv genutzten Fläche bei Schmalstede bei 0,2 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  und 3,76 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  sowie auf einer Brache bei Molfsee bei 0,079 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  und 1,04 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  und damit unter den Werten des Eiderwassers zu diesem Zeitpunkt (Eider bei Schmalstede: 0,42 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ , 5,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Eider bei Flintbek: 0,399 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ , 5,3 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). Die niedrigeren Werte auf den flachen Überflutungsflächen lassen sich damit erklären, dass durch Regenwasser eine Verdünnung eintritt.

#### *Nitrateintrag über anoxische Quellen*

In den anoxischen Quellen lag die Nitratkonzentration im Bereich der Nachweisgrenze. Für die Nährstofffrachten, die im Bereich des oberen Eidertals in die Eider gelangen, ist bedeutsam, dass die mit Nitrat unbelasteten Quellen einen Großteil der Wasserschüttung ausmachen, so dass es in der Eider auf der Fließstrecke Schmalstede-Flintbek zu einer Verdünnung der Nitratkonzentration kommt. Beim Screening wurden 53% der 76 punktuell diffusen Einleiter als anoxische Quellen identifiziert, die für 30% des auf dieser Fließstrecke „erfassbaren“ Wasserzuflusses sorgen. Auch der nicht erfassbare unterirdische Zustrom (ca. 60% des Gesamtzuflusses im Eidertal) dürfte zu einem Großteil auf anoxisches Grundwasser zurückgehen, da oxische Quellen immer nur im unmittelbaren Hangfußbereich gefunden wurden.

### 3.1.3.2 Ammoniumeintrag

Erhöhte Ammoniumkonzentrationen wurden im Eidertal in den Moordrängen und im Moorwasser festgestellt, während im anoxischen Quellwasser und insbesondere im oxischen Quellwasser die Werte deutlich unter 0,3 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  lagen (Abb. 32).



**Fig. 32:** Ammonium-N-Konzentration verschiedener Wässer im Eidertal. Jeder Box-Whisker-Plot gibt Werte einer Probestelle wieder, n bezieht sich auf die Anzahl der Proben.

#### *Ammoniumeintrag aus dem Moorkörper*

Aufgrund dieser Verteilung der Ammoniumkonzentrationen gelingt eine deutliche Verringerung der Ammoniumeinträge in die Eider nur über die Moordränge. Wie die Piezometeruntersuchungen zeigen, wird im Moorkörper in den gesättigten Bodenhorizonten Ammonium gebildet. Die Werte liegen zum Beispiel auf den Untersuchungsflächen bei Schmalstede und bei Grevenkrug fast ganzjährig bei 4-6 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  in 70 cm Bodentiefe. In Schmalstede befindet sich etwa 10 Meter vom Piezometerstandort entfernt in etwa 40 cm Bodentiefe ein Moordrän. Übereinstimmend mit den Piezometeruntersuchungen wurde in dem Moordrän Ammonium nachgewiesen. Die Konzentration im Dränwasser entsprach mit 1,5 mg/l (Median) und maximal 2,4 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  den Konzentrationen im benachbarten Piezometer in 40 cm Bodentiefe. Die höheren Ammoniumwerte in 70 cm Tiefe deuten darauf hin, dass sich

---

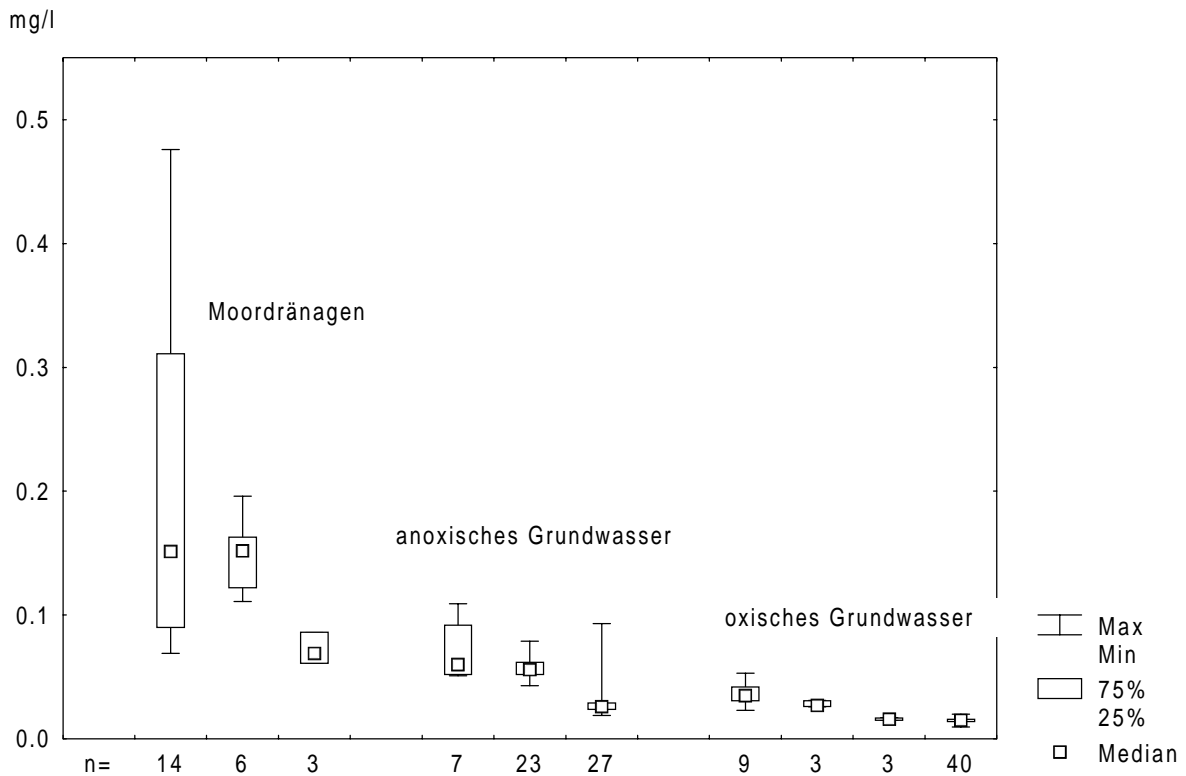
Ammonium im tieferen Moorwasser anreichern kann, da die Moordränage aufgrund der schlechten Wasserleitfähigkeit der Torfe nur ein sehr kleines Einzugsgebiet hat, und Ammonium im Gegensatz zu Nitrat nur schwer verlagert wird. Nur in den Bereichen unmittelbar neben einem Drän oder Graben dürfte Ammonium rasch abgeführt werden.

Diese Beobachtungen zeigen, dass im Moorwasser ein hohes Eintragungspotential für Ammonium besteht, dass es aber nur in drainierten Flächen auch zu einem Eintrag ins Fließgewässer kommt. Daher ist als Maßnahme zur Verringerung der Ammoniumeinträge in die Eider ein Rückbau der noch vorhandenen Moordranagen notwendig. Auch nach Rückbau des Entwässerungssystems wird es einen Ammoniumeintrag über diffuses Sickerwasser in die Eider geben, der nicht genau quantifiziert werden kann. Als weitere Maßnahme ist daher eine Einstellung der Düngung auf der Niedermoorfläche sowie eine Anhebung des Moorwasserspiegels zu fordern. Auch in naturnahen Niedermooren gibt es in den tieferen Bodenhorizonten erhohnte Ammoniumwerte, da die Ammonifikation auch unter anaeroben Bedingungen abläuft, jedoch deutlich langsamer als unter aeroben Milieubedingungen. Ein gewisser Ammoniumeintrag ist daher auch nach Durchführung von Wiedervernässungsmaßnahmen zu erwarten.

Ammonium wird in sauerstoffreichen Fließgewässer rasch zu Nitrat nitrifiziert. Die insbesondere in den Sommermonaten geringe Ammoniumkonzentration ( $<0,2$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) und die hohen Sauerstoffwerte von 8-12 mg/l  $\text{O}_2$  zeigen, dass Ammonium rasch nitrifiziert wird.

### 3.1.3.3 Phosphateintrag

Erhöhte Phosphatkonzentrationen von über 0,1 mg/l wurden nur in der Moordränage sowie im Moorbodenwasser nachgewiesen, während die anoxischen und insbesondere die oxischen Quellen niedrigere Werte aufweisen (Abb. 33).



**Fig. 33:** Phosphat-P-Konzentration verschiedener Wässer im Eidertal. Jeder Box-Whisker-Plot gibt die Werte einer Probenahme Stelle wieder, n bezieht sich auf die Anzahl der Proben.

#### *Phosphateintrag über Dränagen*

Der bedeutendste Eintrag von Phosphor erfolgt über die Moordrängen. Im Bodenwasser wurden auf der Intensivfläche in Schmalstede hohe  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen von bis zu 1,5 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  in 70 cm und um 0,5 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  in 40 cm Bodentiefe gemessen. Entsprechend wurde in einem Drän, der ca. 10 Meter vom Piezometerstandort in ca. 40 cm Bodentiefe verläuft, erhöhte Phosphatwerte zwischen 0,1 und 0,5 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  festgestellt. In Niedermooren ist eine Bindung von Phosphat an Eisen von großer Bedeutung, wobei es unter aeroben Verhältnissen zu einer starken Bindung und unter anaeroben Bedingungen zur Freisetzung kommt. Entsprechend sind auch die niedrigen Konzentrationen im Dränwasser im Sommer 2000 bei niedrigen Wasserständen im Moorkörper zu interpretieren. Unter den fast ganzjährig anaeroben Bedingungen in 70 cm Tiefe kommt es offensichtlich ähnlich wie beim Ammonium zu einer Aufkonzentration. Einen Austrag ins Fließgewässer dürfte es jedoch nur auf



gedrängten Flächen geben, da es aufgrund der schlechten Wasserleitfähigkeit der Torfe kaum zu einer effektiven lateralen Verlagerung in die Eider kommen dürfte. Als Maßnahme gegen einen erhöhten P-Austrag ist ein Rückbau der noch vorhandenen Drägen zu fordern.

#### *Phosphateintrag in die Eider durch Überflutung*

Ein Eintrag von Phosphat bei Überflutungen des Niedermoorkörpers sind unwahrscheinlich. Zwar wurde in den flurnahen Bodenhorizonten im Bodenwasser sowohl bei den vorliegenden Felduntersuchung als auch bei Laborversuchen von Rixen (1998) erhöhte Phosphatgehalte festgestellt, im Überflutungswasser lagen die Werte jedoch nicht höher als im Eiderwasser. Die hohen Werte in der Bodenlösung zeigen, dass es durch die Überflutung zu reduzierenden Bedingungen in den oberen Bodenhorizonten kommt, unter denen Phosphat aus Eisenphosphatkomplexen freigesetzt wird. Ein Entweichen von Phosphat aus der Bodenlösung in das Überflutungswasser ist nur dann zu erwarten, wenn auch im Überflutungswasser reduzierende Bedingungen vorliegen. Ansonsten wird das mobile Eisen(II) beim Übertritt von der Bodenlösung in das Überflutungswasser oxidiert und das entstehende Eisen(III) bindet sofort wieder Phosphat zu unlöslichen Komplexen (vgl. Young & Ross 2001). Da das Eiderwasser ganzjährig hohe Sauerstoffgehalte von 8-10 mg/l O<sub>2</sub> aufweist, wobei die höchsten Werte zur Zeit der winterlichen Höchstwasserstände auftreten, ist auch bei einer Überflutung nicht mit einer Rücklösung zu rechnen.

#### **3.1.4 Nährstoffretention in der Eider**

Die Frachtberechnungen zeigen, dass Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffbelastung in der Eider auch am Fließgewässer selbst ansetzen müssen. Die Stickstoffgehalte lassen sich in erster Linie durch Denitrifikationsprozesse im Eiderwasser verringern. Günstige Bedingungen für eine Denitrifikation herrschen im Sommerhalbjahr, wenn bei hohen Wassertemperaturen die Fließgeschwindigkeit durch den Makrophytenbewuchs herabgesetzt ist. Zur Zeit wird durch die Krautmahd im Hochsommer das Denitrifikationsvermögen im Sommerhalbjahr vermutlich nicht vollständig ausgenutzt. Auch bei einer flachen Überstauung der eidernahen Moorbereiche sind neben Sedimentation von organisch gebundenen Nährstoffen auch Denitrifikationsprozesse zu erwarten (z.B. Trepel & Opitz 2000, Vymazal et al. 1998). Insgesamt sollte der Kontakt zwischen Fließgewässer und Feuchtgebiet verbessert werden.

### 3.2 Pohnsdorfer Stauung

#### *Untersuchungsgebiet*

Die Pohnsdorfer Stauung ist ein Verlandungsniedermoor im Östlichen Hügelland westlich von Preetz. Die Niederung ist während der letzten Eiszeit aus einer Toteisablagerung entstanden. In der Nacheiszeit hat sich in der Hohlform ein See gebildet, in dem mächtige Mudden sedimentiert sind (im heutigen Ostpolder bis zu 7 Meter). Nach Verlandung des Sees kam es zur Torfbildung, wobei Erlenbruchtorfe, Schilftorfe und Seggentorfe gebildet wurden. Ganz im Osten des Gebietes ist die Moorentwicklung bis zur kleinflächigen Bildung von oligotropen Torfen (Sphagnumtorf) gekommen (Weerts 1997).

Die Pohnsdorfer Stauung wird von der Neuwührener Au durchflossen, die etwa 500 Meter südlich des Gebietes in den Postsee mündet. Ursprünglich bildeten die Au und das Niederungsgebiet ein zusammenhängendes hydraulisches System (Weerts 1997). In den 1950er Jahren wurde die Au begradigt und eingedeicht, so dass der Kontakt mit dem Feuchtgebiet verloren ging und die Niederung in zwei Systeme, den Westpolder und den Ostpolder getrennt wurde. Die Polder wurden für die landwirtschaftliche Nutzung durch Gräben und teilweise auch durch Dränagen entwässert, das Wasser über ein Schöpfwerk in die Au gepumpt. Die Entwässerungsmaßnahmen hatten u.a. starke Torfsackungen zur Folge, so dass die Polder heute tiefer als der mittlere Wasserstand in der Au liegen (Trepel 2000).

Da die landwirtschaftliche Nutzung trotz der kostenintensiven Melioration nicht die erhofften Erträge einbrachte, wurden die Flächen 1988 von der privaten Schrobach-Stiftung gekauft, die seitdem in dem Gebiet Vernässungen als Naturschutzmaßnahmen durchführt. 1989 wurde die Landnutzung auf extensive Beweidung ohne Düngung umgestellt, 1992 erfolgten erste Wiedervernässungsmaßnahmen. Im Ostpolder wurde 1993 der Einschaltpegel des Schöpfwerkes um 80 cm angehoben. Durch die Vernässungsmaßnahmen entstand ein Flachwassersee, der an periodisch überflutete Binsen- und Seggenbestände sowie Erlenbruchwald angrenzt. Im Westpolder wurde 1996 der Hauptentwässerungsgraben mit einem Damm aufgestaut, so dass sich auf den ehemals als Grünland genutzten Flächen ein Flachwassersee von maximal 25 ha Größe gebildet hat. Noch nicht wiedervernässt ist der Mittelpolder und auch die Bedeichung der Au ist noch weitgehend intakt, so dass nur bei sehr hohen Wasserständen, wie im Winter 1999/2000, zeitweise Wasser aus der Au in den Ostpolder fließen kann. Zur Zeit wird ein Konzept zur Einleitung der Au in den Ostpolder und in den Mittelpolder erarbeitet, so dass in Zukunft die hydraulische Situation wieder der vor der Melioration ähneln soll. Es ist jedoch zu bedenken, dass durch die 40 Jahre Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung irreversible Veränderungen in den beiden Poldern stattgefunden haben (Torfsackung, Vererdung der Torfe, Nährstoffanreicherung durch Düngung), so dass die Moorentwicklung um Jahrtausende zurückgeworfen wurde und wieder beim Flachwasserseestadium beginnen muss.

Aus Sicht des biologischen Artenschutzes hat der Anstau zu ersten Erfolgen geführt. Insbesondere verschiedene Wat- und Wasservogelarten haben das Gebiet als Brut- und Rastplatz schnell angenommen. Mit Rohrweihe, Rohrdommel und Neuntöter als regelmäßige und Kranich und Wachtelkönig als (noch) unregelmäßige Brutvögel sind bereits 5 Arten des Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie im Gebiet heimisch. Daneben kommt mit der Knäckente eine Art, die in Schleswig-Holstein als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft ist, als Brutvögel vor. Auch der Bestand an Amphibien, insbesondere an Laubfröschen, hat sich durch die Vernässungsmaßnahmen stark erhöht.

## **Aufgabenstellung**

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung sollte geklärt werden:

- Welche Auswirkungen hat die Vernässung auf die Bodenwasserstände und den Nährstoffhaushalt im Bodenwasser?
- Wie unterscheiden sich die Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser in den vernässten und noch nicht wiedervernässten Bereichen der Stauung?
- Welche Nährstoffkonzentrationen liegen im Überflutungswasser des wiederangestauten West- und Ostpolders vor?
- Wirkt der Westpolder als Quelle oder Senke für Nährstoffe?
- Welche Nährstoffkonzentrationen sind in der Neuwührener Au zu finden (in Hinblick auf eine Einleitung in die Stauung)?

Zur Klärung dieser Fragen wurden Piezometeruntersuchungen (3 Standorte), Messungen der Wasserstände (7 Standorte), Wasserprobenanalysen aus dem Oberflächenwasser (5 Standorte), Wassermengenbestimmungen (2 Standorte), Vegetationsanalysen und Biomasseuntersuchungen (3 Standorte) durchgeführt (vgl. Material und Methoden).

### **3.2.1 Standortuntersuchungen**

#### **3.2.1.1 Westpolder Nord**

##### *Untersuchungsstandort*

Die Piezometer und die Grundwasserröhre stehen im nördlichen Bereich des wiedervernässten Westpolders. Der Untersuchungsstandort gehört nicht zu den ganzjährig überfluteten Flächen des Polders sondern zur Wechselwasserzone mit regelmäßiger Überflutung im Winterhalbjahr.

##### *Nutzung*

Der Bereich wurde bis Mitte der 1990er Jahre als Grünland genutzt. Seit den Anstaumaßnahmen findet jedoch nur noch eine unregelmäßige Nutzung ohne Düngung statt. Im Spätsommer 1999 wurde die Fläche sehr extensiv beweidet, im August 2000 fand eine Mahd statt.

### *Vegetation*

Der Bereich wird von dichten Rohrglanzgrasröhrichten (*Phalaris arundinacea*) eingenommen. An etwas offeneren Stellen befindet sich Flutrasenvegetation mit dominierendem Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*), Weißem Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und Flutendem Schwaden (*Glyceria fluitans*). Eingestreut sind einzelne Flatterbinsenbulte (*Juncus effusus*). Die Biomasse des Rohrglanzgrasbestandes betrug am 16.8.2000  $481 \pm 129 \text{ g/m}^2$  (Phytomasse+standing dead).

### *Entwässerungssystem*

Die Fläche wird seit der Anstaumaßnahme nicht mehr entwässert. Vor dem Anstau fand eine Entwässerung über einen Graben statt.

### *Hydrologie*

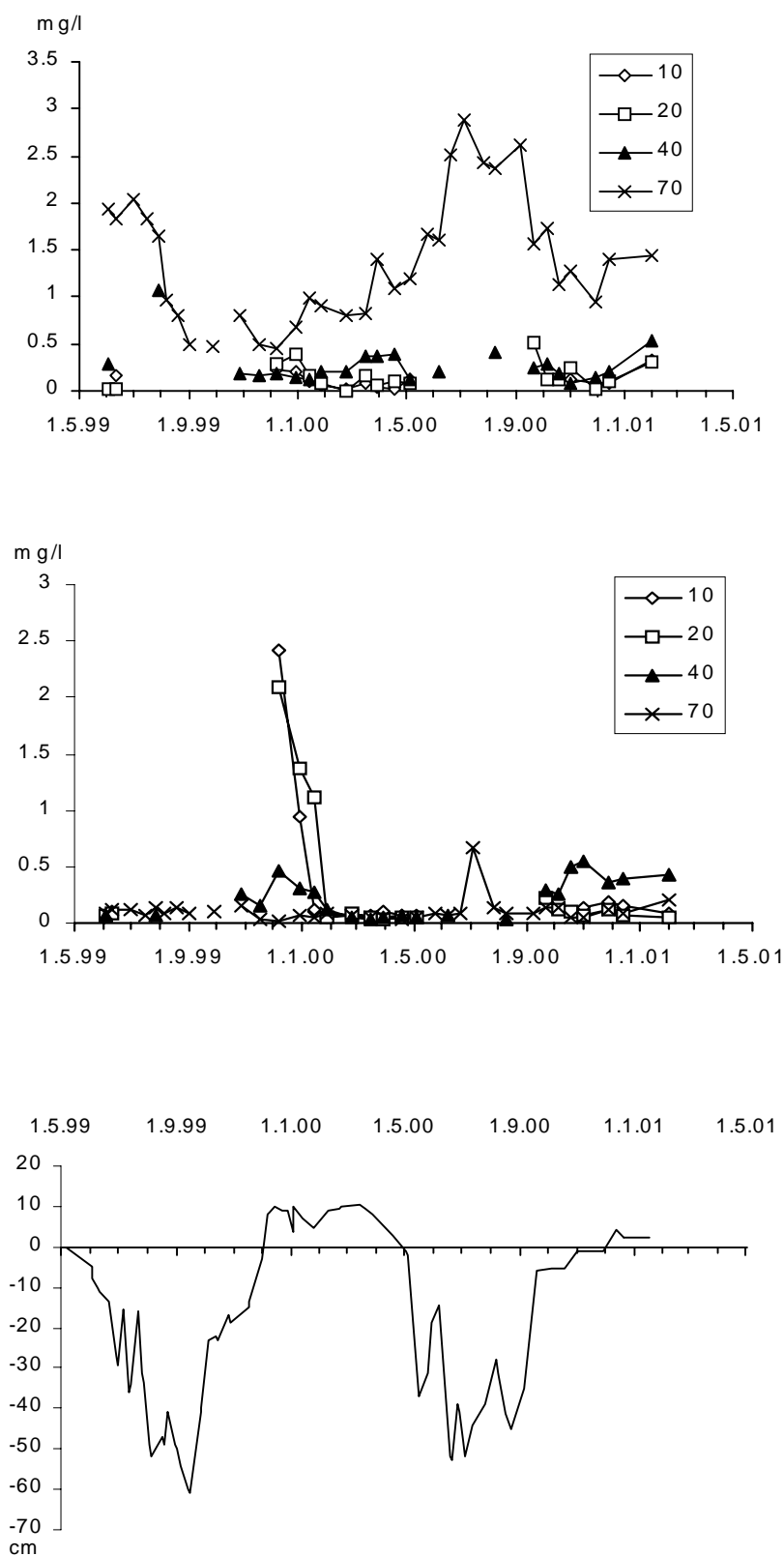
Die Fläche wird hydrologisch charakterisiert durch regelmäßige flache Überflutungen im Winterhalbjahr und Grundwasserstände bis 50 cm unter Flur im Sommerhalbjahr (Abb. 34). Bereits nach vergleichsweise niedrigen Niederschlägen im Herbst stieg der Grundwasserstand wieder an und befand sich mit 10-20 cm unter Flur nahe der Oberfläche. Da die Fläche nicht entwässert wird, sind die niedrigen Wasserstände im Frühsommer auf Transpirationsverluste der dichten und hochwüchsigen Vegetation zurückzuführen.

### *Bodenkundliche Standortskarakterisierung*

An dem Standort liegen stark humifizierte Erlen- und Seggentorfe vor (Humifizierungsgrad 8 nach von Post), der pH(CaCL)-Wert des Bodens liegt bei 5,5-6,5, der organische Gehalt beträgt 29%, der Glührückstand 65%. Die Gehalte an Gesamt-N betragen 2-2,5 %, an Gesamt-P im Oberboden 0,15%. Der verfügbare Stickstoff weist für Ammonium-N mit 5-7 mg/l, das verfügbare Nitrat-N mit 4 mg/l im Oberboden im Vergleich zu den anderen beiden Standorten in der Pohnsdorfer Stauung mittlere Werte auf (Trepel et al. 1999).

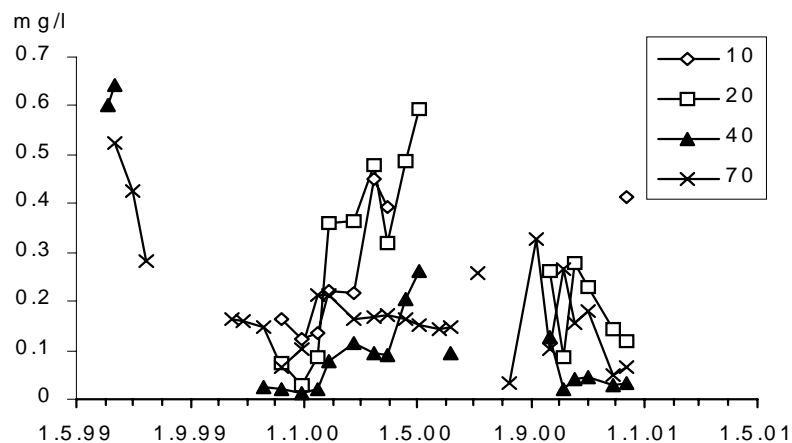
### *Nährstoffdynamik im Bodenwasser*

Die Ammoniumkonzentration zeigt in 70 cm Bodentiefe einen deutlichen Jahresgang mit vergleichsweise hohen Werten (bis 3 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) im Frühsommer und niedrigeren Werten im Winter (Abb. 34). Im Wasser der oberen Bodenhorizonte liegen die Ammoniumwerte konstant unter 0,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Nitrat liegt in 70 cm fast ganzjährig im Bereich der Nachweisgrenze (Abb. 34). Eine Ausnahme ist ein höherer Wert im Juni 2000 bei niedrigen Wasserständen. Höhere Nitratkonzentrationen von maximal 2,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  wurden in den oberen Bodenhorizonten zu Beginn der Überstauung Anfang Dezember 2000 nachgewiesen.



**Fig. 34:** Dynamik der Ammonium-N (oben) und der Nitrat-N-Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe sowie des Grundwasserstandes (unten) im Westpolder Nord

Die Phosphat-P-Konzentration zeigt insbesondere in den beiden oberflächennahen Piezometern einen deutlichen Jahresgang mit niedrigen Werten zu Beginn des Winters und ansteigenden Werten im Frühjahr (Abb. 35). Im Vergleich zu den anderen beiden Standorten in der Pohnsdorfer Stauung wurden im Westpolder die niedrigsten Phosphatwerte in der Bodenlösung festgestellt.



**Fig. 35:** Dynamik der Phosphat-P-Konzentration in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Bodentiefe am Standort Westpolder Nord.

#### *Diskussion der Nährstoffdynamik*

Trotz der Ansturmaßnahmen sinkt im nördliche Bereich des Westpolders der Wasserstand im Sommerhalbjahr deutlich unter Geländeniveau ab. Während dieser Phasen kommt es in den ungesättigten Bodenhorizonten offensichtlich zur Mineralisation bis zum Nitrat. Das Nitrat wurde bei wieder ansteigenden Wasserständen in den beiden oberflächennahen Piezometern Anfang Dezember 1999 nachgewiesen. Während der winterlichen Überflutung nehmen die Nitratkonzentrationen schnell vermutlich aufgrund von Denitrifikation im wassergesättigten Boden ab. Die Ammoniumwerte steigen im Frühsommer mit der Bodenerwärmung und den sinkenden Wasserständen an. Da der Wasserstand jedoch fast ganzjährig höher als 70 cm bleibt, wird das Ammonium in 70 cm Tiefe nicht weiter nitrifiziert. Nur im Juni 2000 zeigen leicht erhöhte Nitratwerte nach einer Trockenperiode bei kurzfristigen Wasserständen unter 70 cm eine Nitrifikation in dieser Bodentiefe (oder eine Auswaschung aus flacheren Horizonten) an.

### 3.2.1.2 Mittelpolder

#### *Untersuchungsstandort*

Die Piezometer und der Grundwasserbrunnen stehen etwa 10 Meter von einem Graben entfernt auf der zentralen Moorfläche. Der Standort wird nicht durch lateralen Wasserzustrom beeinflusst.

#### *Nutzung*

Die Fläche wird als Mähweide mit zweimaliger Mahd und Nachweide genutzt. Seit 1989 findet keine Düngung mehr statt. Vorher wurde die Fläche zweimal jährlich gemäht und „konventionell“ regelmäßig gedüngt (Schoof mündl.).

#### *Vegetation*

Die insgesamt niedrigwüchsige Vegetation ist gekennzeichnet durch Flutrasenarten. Dominant sind Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*), Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und Flutender Schwaden (*Glyceria fluitans*). Daneben treten als Folge der Beweidung zahlreiche Bulte der Flatterbinse (*Juncus effusus*) auf. Die Biomasse betrug bei zwei Mahdterminen am 20.6. und 16.8.2000 insgesamt  $352 \pm 35$  g/m<sup>2</sup>.

#### *Entwässerungssystem*

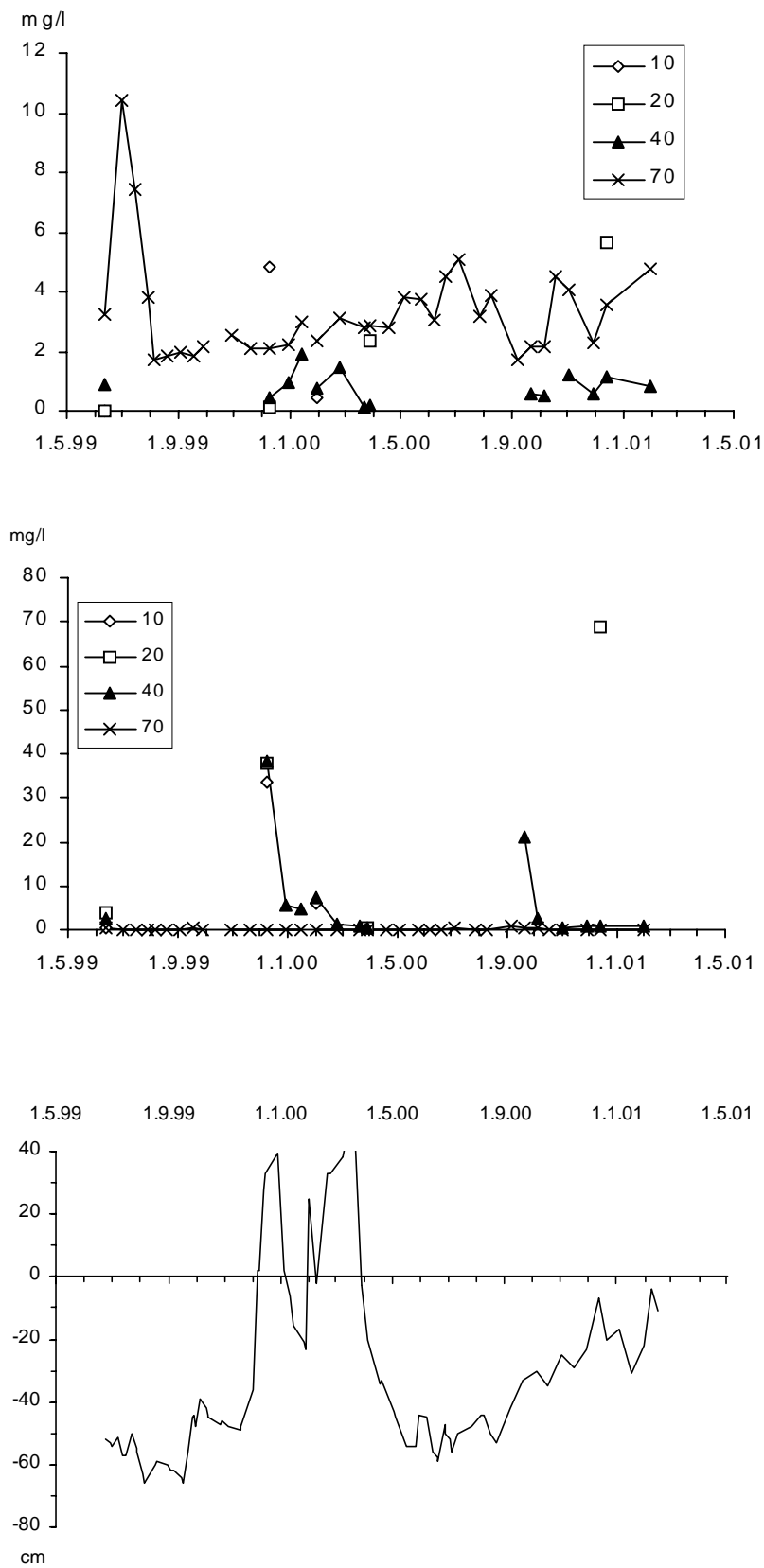
Die Fläche wird durch einen Graben entwässert, Dränagen sind nicht vorhanden. Der Graben endet an einem Schöpfwerk, so dass der Wasserstand aktiv geregelt werden kann.

#### *Hydrologie*

Der Grundwasserstand zeigt im Jahresverlauf eine große Amplitude (Abb. 36). Im Sommerhalbjahr fiel der Grundwasserstand regelmäßig für längere Zeiträume auf 60 cm unter Flur ab, während es im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen wie 1999/2000 zu Überflutungen mit Wasserstandshöhen von 40 cm kam. Da die Fläche über ein Schöpfwerk entwässert wird, wurde das Überflutungswasser in trockeneren Abschnitten abgepumpt, so dass die Fläche innerhalb weniger Tage wieder trockenfiel. Der Grundwasserstand sank dann wieder innerhalb kürzester Zeit auf 20 bis 30 cm unter Flur ab, so dass sich fast nie oberflächennahe Wasserstände einstellten.

#### *Bodenkundliche Standortscharakterisierung*

Von den drei untersuchten Standorten in der Pohnsdorfer Stauung weist der Mittelpolder die am stärksten humifizierte Torfe auf (Humifizierungsgrad 10 nach von Post). Der pH(CaCl)-Wert des Bodens liegt bei 5,0-6,0, der organische Gehalt beträgt 35%, der Glührückstand 80%. Die Gehalte an Gesamt-N betragen 3%, an Gesamt-P im Oberboden 0,1-0,15%. Der verfügbare Stickstoff weist für Ammonium-N mit bis zu 14 mg/l in 20 cm Bodentiefe die höchsten Werte aller Standorte auf, das verfügbare Nitrat-N ist mit bis zu 7 mg/l ebenfalls hoch (Trepel et al. 1999).



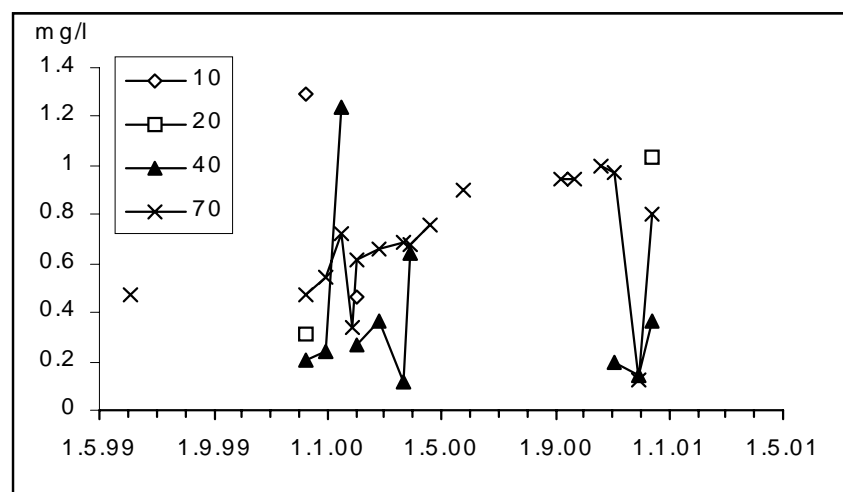
**Fig. 36:** Dynamik der Ammonium-N (oben) und der Nitrat-N-Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe sowie des Grundwasserstandes (unten) im Mittelpolder.



### Nährstoffdynamik im Bodenwasser

Die Ammoniumkonzentration lag in 70 cm Bodentiefe zwischen 2 und 4 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Abb. 36). Die höchsten Werte wurden im Sommer bei absinkenden Wasserständen mit über 10 mg/l im trockenen Jahr 1999 und 5 mg/l im Juli 2000 erreicht. Die Nitratwerte befanden sich trotz der niedrigen Wasserstände im Sommer in 70 cm Bodentiefe durchgehend im Bereich der Nachweisgrenze (Abb. 36). In den anderen Bodentiefen wurden mehrfach sehr hohe Werte erreicht. Im Piezometer in 40 cm Tiefe lagen sie Anfang Dezember 1999 bei 40 mg/l und im September 2000 bei 20 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ . In 10 und 20 cm Tiefe wurden im Dezember 1999 Werte zwischen 35 und 40 mg/l und im Dezember 2000 sogar von 70 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  gemessen.

Da an diesem Standort häufig nur geringe Wassermengen für Analysen zur Verfügung standen, liegen nur wenige Phosphatwerte vor. Die Konzentration zeigt starke Schwankungen innerhalb kurzer Zeiträume und erreicht mit 1,3 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  die höchsten Werte von den untersuchten Standorten in der Pohnsdorfer Stauung.



**Fig. 37:** Dynamik der Phosphat-P-Konzentration in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Bodentiefe am Standort Mittelpolder.

### Diskussion der Nährstoffdynamik

Der noch nicht vernässte Standort im Mittelpolder weist die höchsten Nitrat-, Ammonium- und Phosphat-Konzentrationen von den drei untersuchten Flächen in der Pohnsdorfer Stauung auf. Dies hängt offensichtlich mit dem weiterhin stark absinkenden Wasserstand auf 60 bis 70 cm unter Flur in beiden Untersuchungsjahren zusammen. Im Winterhalbjahr wird die Fläche bei hohen Niederschlägen überflutet (Winter 1999/2000), in Jahren mit normalen Niederschlägen wird jedoch selbst zu dieser Jahreszeit die Geländeoberkante nur selten erreicht (2000/2001). Während der niedrigen Wasserstände im Sommerhalbjahr kommt es in den

oberen 40 cm des Torfkörpers offensichtlich zur starken Mineralisation bis zum Nitrat. Dies wird durch die extrem hohen Nitratkonzentrationen in den oberen Piezometern bei wieder ansteigenden Wasserständen im Dezember 1999 (30 bis 40 mg/l NO<sub>3</sub>-N in 10, 20 und 40 cm Bodentiefe) und Oktober/November 2000 (20 mg/l in 40 cm Bodentiefe, 70 mg/l NO<sub>3</sub>-N in 20 cm Bodentiefe) belegt. Ein weiteres Indiz für die hohe Nährstoffverfügbarkeit sind die hohen Werte (bis 15 mg/l) an extrahierbarem Ammonium. Auch in 70 cm Tiefe findet intensive Mineralisation statt. Wie die erhöhten Ammonium- (bis 10 mg/l NH<sub>4</sub>-N) und die sehr niedrigen Nitratkonzentrationen zeigen, überwiegt allerdings die Ammonifikation.

### 3.2.1.3 Ostpolder

#### *Untersuchungsstandort*

Im Ostpolder stehen die Piezometer und die Grundwasserröhre im zentralen Moorbereich. Der Untersuchungsstandort liegt in der Wechselwasserzone, er wird nur nach hohen Niederschlägen (wie im Winter 1999/2000), wenn zusätzlich Auwasser in den Polder fließt, überflutet.

#### *Nutzung*

Der Ostpolder wird seit Umsetzung der Vernässungsmaßnahmen extensiv als Dauergrünland genutzt. Die feuchteren Bereiche wurden ausgezäunt und sind brachgefallen. Im Jahr 2000 wurde auch das Grünland nicht mehr genutzt.

#### *Vegetation*

Die Vegetation besteht im direkten Umkreis der Grundwasserröhren aus hochwüchsigen Rohrglanzgras- (*Phalaris arundinacea*) und Brennesselbeständen (*Urtica dioica*). Auf den noch genutzten Flächen dominieren niedrigwüchsige Flutrasenarten wie Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*), Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Flutender Schwaden (*Glyceria fluitans*) und Kriechender Hahnenfuss (*Ranunculus repens*). Im Jahr 2000 breitete sich auch auf den bis 1999 genutzten Flächen das Rohrglanzgras aus. Die Biomasse auf den bis 1999 beweideten Flächen betrug im August 2000 215±31 g/m<sup>2</sup>.

#### *Entwässerungssystem*

Die Fläche wird nicht durch Gräben oder Dränagen entwässert. Der Wasserstand im gesamte Ostpolder wird durch das Schöpfwerk geregelt. Der Einschaltpegel ist jedoch so hoch eingestellt, dass nur bei Überflutung geschöpft wird.

#### *Hydrologie*

Der Wasserstandsverlauf ist trotz der Ansturmaßnahmen durch starke Schwankungen geprägt (Abb. 38). Im Sommerhalbjahr sank der Wasserstand infolge starker Transpiration der Vegetation auf bis zu 80 cm unter Flur im Sommer 1999 und bis 50 cm unter Flur im Sommer 2000 ab. Der deutlich flurnähere Grundwasserstand im Sommer 2000 ist auf höhere Nieder-

schläge zurückzuführen. Im regenreichen Winterhalbjahr 1999/2000 kam es zu Überflutungen mit Wassertiefe bis 30 cm, im trockeneren Winter 2000/2001 befanden sich die Wasserstände knapp unter Flur. Die hohen Wasserstände im Winterhalbjahr 1999/2000 sind darauf zurückzuführen, dass Wasser aus der Neuwührener Au an einer aufgeweichten Stelle des Deiches in den Polder geflossen ist. Dieses Wasser wurde allerdings in etwas trockeneren Perioden sofort über das Schöpfwerk abgepumpt, wie aus den rasch sinkenden Wasserständen im Januar, Februar und März 2000 deutlich wird.

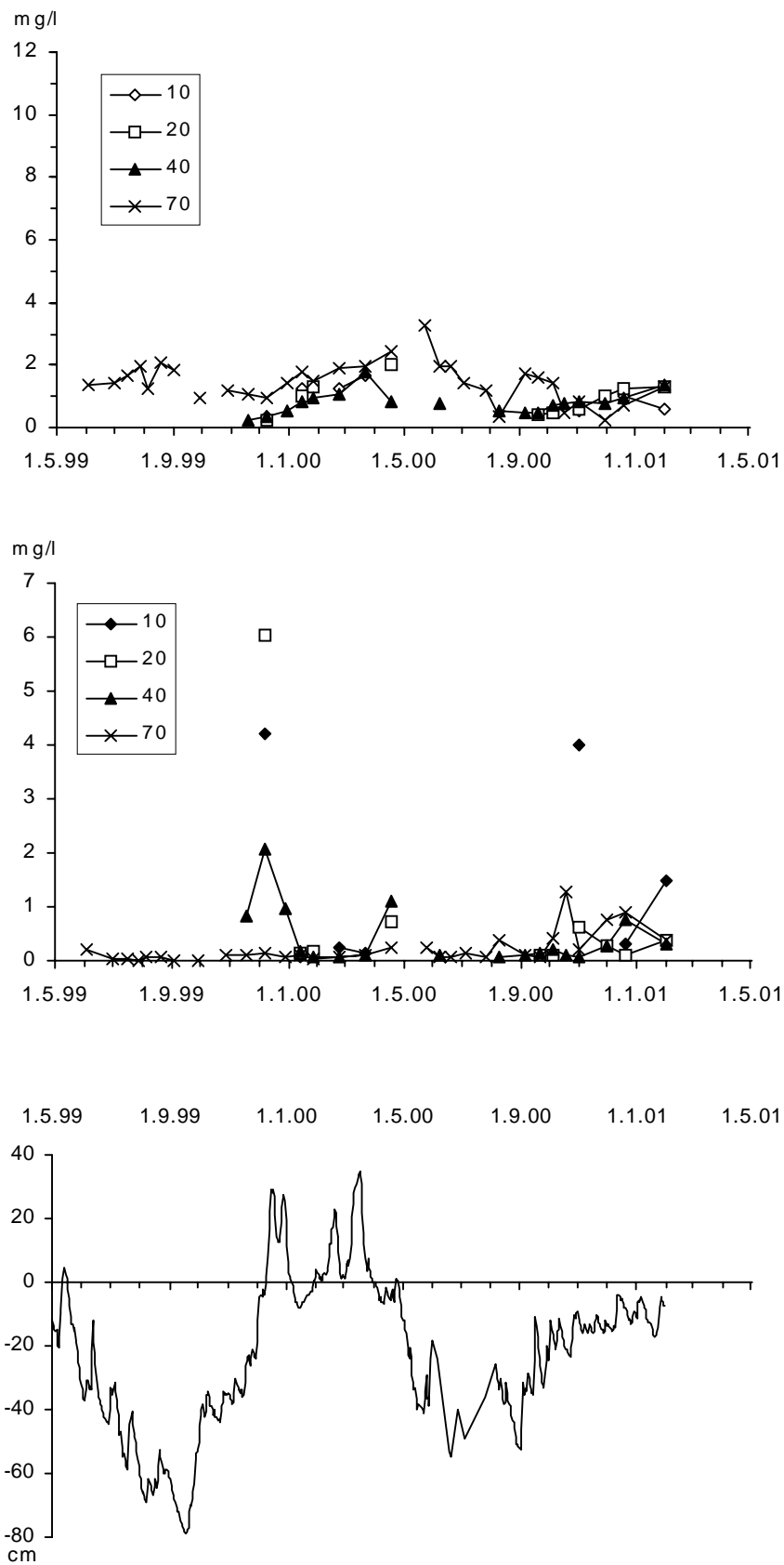
#### *Bodenkundliche Standortscharakterisierung*

An dem Standort liegen nur mäßig humifizierte Seggentorfe vor (Humifizierungsgrad 4-6 nach von Post). Der Torfe sind deutlich saurer als an den anderen beiden Standorten pH(CaCL) 4,5-5,5, der organische Gehalt 41% und der Glührückstand 86% erreichen die höchsten Werte. Die Gehalte an Gesamt-N betragen 2-3 %, an Gesamt-P im Oberboden nur 0,08 %. Der verfügbare Stickstoff weist im Vergleich zu den anderen Standorten in der Pohnsdorfer Stauung für Ammonium-N mit 3-5 mg/l mittlere Werte auf, das verfügbare Nitrat-N zeigt mit 1-3 mg/l niedrige Werte (Trepel et al. 1999).

#### *Nährstoffdynamik im Bodenwasser*

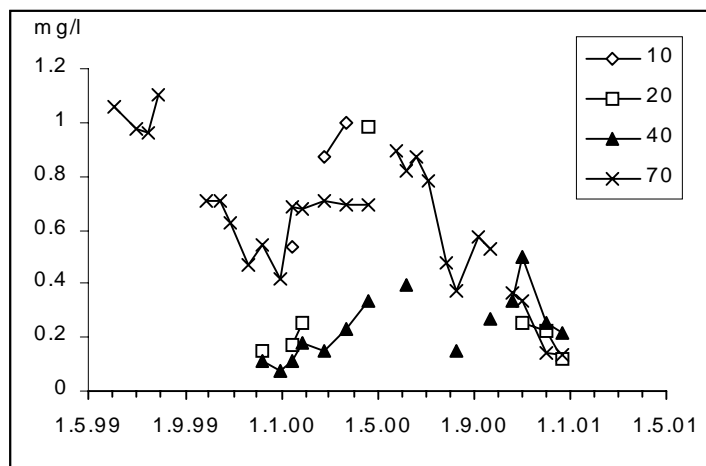
Die Ammoniumkonzentration zeigt nur eine schwach ausgeprägte Jahresdynamik (Abb. 38). In 70 cm Bodentiefe lagen die Werte im Sommer 1999 bei 2 mg/l und sanken im Winter 1999/2000 auf 1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  ab. Mit Erwärmung des Bodens stiegen die Konzentrationen im Frühjahr 2000 auf 3 mg/l an, um im Verlauf des Sommers und Herbstes 2000 wieder auf 1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  abzufallen. Die Werte in den oberflächennäheren Piezometern zeigen eine ähnliche Dynamik und liegen nur wenig unter den Werten des Piezometers mit Filter in 70 cm Tiefe.

Die Nitratkonzentration lag in 70 cm Tiefe fast durchgehend im Bereich der Nachweisgrenze (Abb. 38). Erhöhte Werte bis 6 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  traten kurzfristig in den oberen Bodenhorizonten bei ansteigenden Wasserständen Anfang Dezember 1999 und im November 2000 auf.



**Fig. 38:** Dynamik der Ammonium-N (oben) und der Nitrat-N-Konzentration (mitte) in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Tiefe sowie des Grundwasserstandes (unten) im Ostpolder.

Die Phosphatkonzentration zeigt in allen Tiefen einen schwachen Jahresgang mit den niedrigsten Werten zu Beginn des Winters und ansteigenden Konzentrationen im Verlauf des Frühjahrs (Abb. 39).



**Fig. 39:** Dynamik der Phosphat-P-Konzentration in den Piezometern in 10, 20, 40 und 70 cm Bodentiefe im Ostpolder.

#### *Diskussion der Nährstoffdynamik*

Im Ostpolder kam es trotz der teilweisen Wiedervernässung im Sommer 1999 aufgrund eines niedrigen Grundwasserspiegels (bis 70 cm unter Flur) zur Mineralisation bis zum Nitrat. Allerdings lagen trotz der großen Entwässerungstiefe die Nitratkonzentrationen mit kurzfristig 4 bis 6 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  in den oberflächennahen Piezometern deutlich niedriger als im Mittelpolder mit vergleichbar niedrigen Wasserständen im Sommer. Auch die Ammoniumkonzentration in 70 cm Bodentiefe lag mit 2 bis 3 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  unter den Werten im Mittelpolder. Die Unterschiede im Vergleich zum Mittelpolder dürften auf eine geringere Nährstoffverfügbarkeit des schwächer zersetzten Torfe zurückzuführen sein. Der weiterhin stark absinkende Wasserstand in diesem Bereich des Polders zeigt aber, dass die Wiedervernässung im Ostpolder noch nicht zur Anhebung des Grundwasserspiegels im gesamten Polder geführt hat (die östlichen Teile sind bereits flach überstaut). Da im Sommerhalbjahr nicht geschöpft wurde, kann eine weitere Anhebung des Wasserstandes nur durch die Einleitung der Neuwäheener Au in den Ostpolder erfolgen.

### 3.2.1.4 Neuwührener Au

#### *Untersuchungsstandort*

Die Neuwührener Au wurde im nördlichen Abschnitt an der DEA-Metallbrücke beprobt. An diesem Standort ist die Au erst auf ca. 400 Meter parallel zum Westpolder geflossen. Bei einer möglichen Einleitung des Auwassers in den Ostpolder entspricht die Stoffkonzentration an der Probestelle dem Einleitungswasser.

#### *Nutzung*

Die Neuwührener Au ist in den beiden Untersuchungsjahren jeweils im Hochsommer mechanisch geräumt worden.

#### *Vegetation*

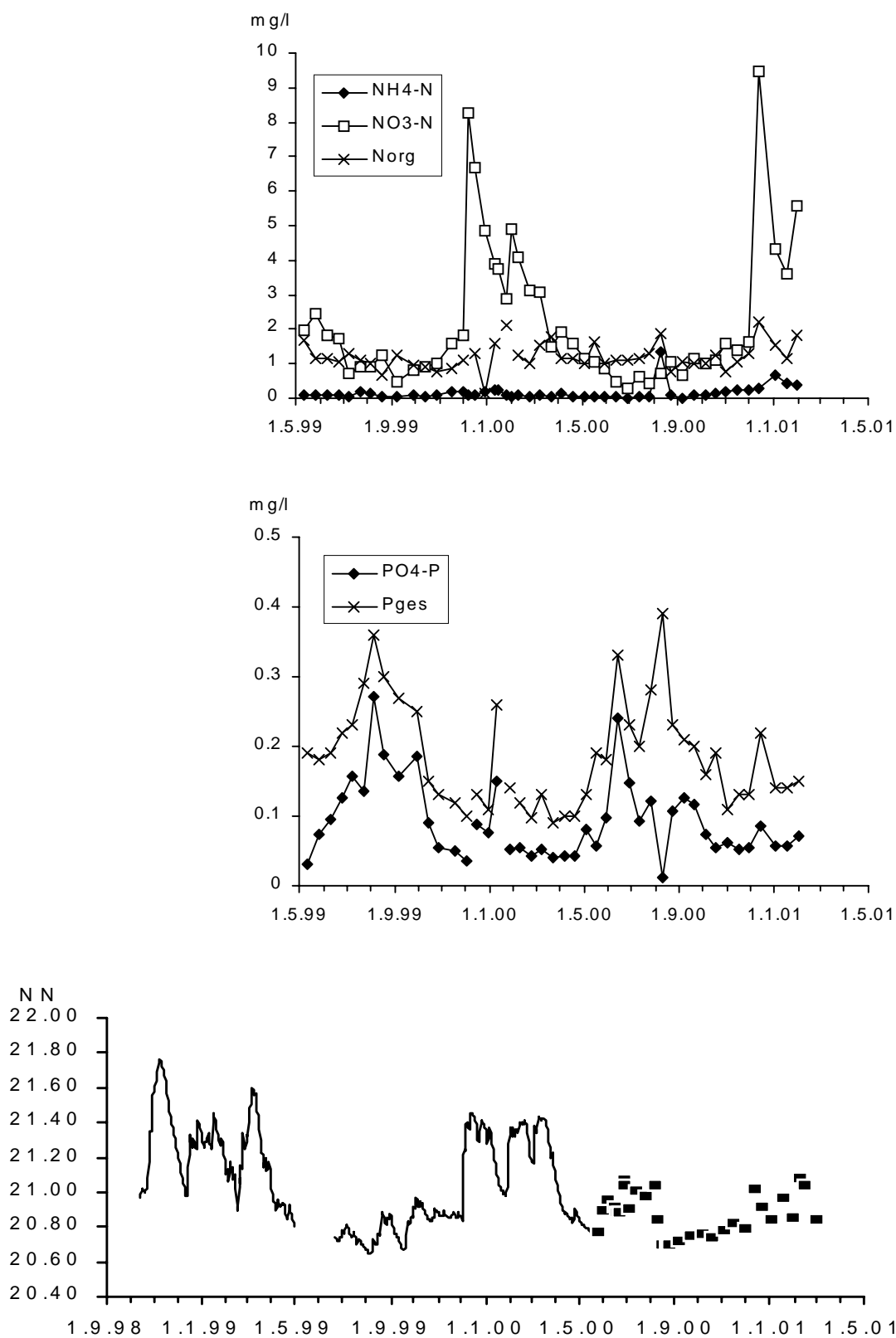
Die Au weist im Sommerhalbjahr einen dichten Makrophytenbewuchs auf. Dominierende Art ist die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*).

#### *Wasserstandsdynamik*

Hohe Wasserstände wurden in der Au jeweils im Winterhalbjahr nach starken Regenfällen im Herbst 1998 und im Dezember 1999 beobachtet (Abb. 40). Im Sommerhalbjahr 1999 und 2000 lag der Wasserstand niedriger. Zu diesem Zeitpunkt befand sich der Wasserstand in der Au nur wenig oberhalb dem des Postsees, so dass es zu Rückstau mit geringem Abfluss kam (zeitweise war keine Wasserbewegung nachweisbar). Außerdem führt die Verkräutung zu einem verzögerten Abfluss.

#### *Nährstoffdynamik*

Die Ammoniumdynamik wird durch ganzjährig niedrige Konzentrationen ( $0,095 \pm 0,217$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ , Median) gekennzeichnet (Abb. 40). Eine Ausnahme ist ein höherer Wert am 09.08.2000 (1,4 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) als kurz vor der Probenahme die mechanische Räumung der Au erfolgt war und sehr viel Sediment aufwirbelt wurde. Die Nitratkonzentration lag im Sommerhalbjahr bei 0,2-2 mg/l und stieg jeweils nach den ersten stärkeren Regenfällen im Frühwinter kurzfristig auf 9,45 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  an (Abb. 40). Den Winter über blieben die Werte mit 3-6 mg/l vergleichsweise hoch und erst im April wurden wieder die niedrigen Sommerwerte erreicht. Der organisch gebundene Stickstoff zeigte kaum Schwankungen und lag ganzjährig bei 1-3 mg/l (Median  $1,14 \pm 0,39$  mg/l).



**Fig. 40:** Dynamik der Stickstoff- (oben), Phosphorkonzentration (mitte) sowie des Wasserstandes (unten) in der Neuwührener Au von Mai 1999-Februar 2001 (Wasserstand Okt.1998-März 2001).

Die Phosphatkonzentration betrug  $0,08 \pm 0,056$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  (Median). Die niedrigsten Werte wurden bei hohen Sauerstoffgehalten in den Wintermonaten festgestellt, die höchsten Werte gab es kurzfristig im Sommer (max. 0,27 mg/l im August 1999) (Abb. 40). Die P-Gesamtgehalte zeigen eine ähnliche Dynamik mit einem Median von  $0,18 \pm 0,075$  mg/l. Bemerkenswert sind hohe P-Gesamtgehalte (0,39 mg/l) und sehr niedrige  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalte (0,013 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) am 09.08.2000 kurz nach der Grabenräumung.

### *Diskussion*

Das Einzugsgebiet der Neuwührener Au umfasst 4000 ha und reicht bis zum Moorsee südlich von Kiel (Palmeri & Trepel 2000). Die Nährstoffbelastung der Neuwührener Au zeigt deutliche Schwankungen mit einem ausgeprägten Nitratpeak im Anschluss an hohe Niederschläge zu Beginn des Winters. Die hohen winterlichen Nitratwerte bis 9,45 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  sind auf starke Auswaschungen im intensiv landwirtschaftlich genutzten und zum Teil sehr hügeligen Einzugsgebiet zurückzuführen. Die hohen Konzentrationen sind mit hohen Wassermengen verbunden, so dass sich auch hohe Frachten ergeben.

Im Sommerhalbjahr zeigt die Au kaum noch einen Wasserfluss und verkrautet stark mit Wasserpest. Unter diesen stagnierenden Bedingungen kam es offensichtlich bei zeitweise vergleichsweise niedrigen Sauerstoffkonzentrationen (4-6 mg/l) zur Denitrifikation, so dass im Auwasser die Nitratkonzentrationen auf unter 0,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  absank. Zeitgleich lagen die Phosphat-P Werte recht hoch bei 0,1-0,2 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ .

Bemerkenswert sind die Auswirkungen der mechanischen Gewässerräumung Anfang August auf die Nährstoffkonzentrationen. Durch die Aufwirbelung des Sedimentes stiegen die POC Werte (16 mg/l), die organisch gebundenen Gehalte an Stickstoff (1,9 mg/l) und Phosphor (0,39 mg/l) sowie die Ammoniumwerte (1,36 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) stark an, während die Sauerstoffkonzentration (0,72 mg/l) und die Phosphat-P-Konzentration (0,013 mg/l) stark zurückgingen. Insbesondere die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen dürften einen gravierenden Einfluss auf die Biozönose der Au gehabt haben.

### **3.2.1.5 Graben im Mittelpolder**

#### *Untersuchungsstandort*

Im Mittelpolder wurde der zentrale Entwässerungsgraben beprobt. Der Graben befindet sich in der Nähe der Piezometer im Mittelpolder und entwässert diese Parzelle. Da er kaum Gefälle aufweist und nicht von einer Quelle gespeist wird, sind keine Wasserbewegungen zu verfolgen.

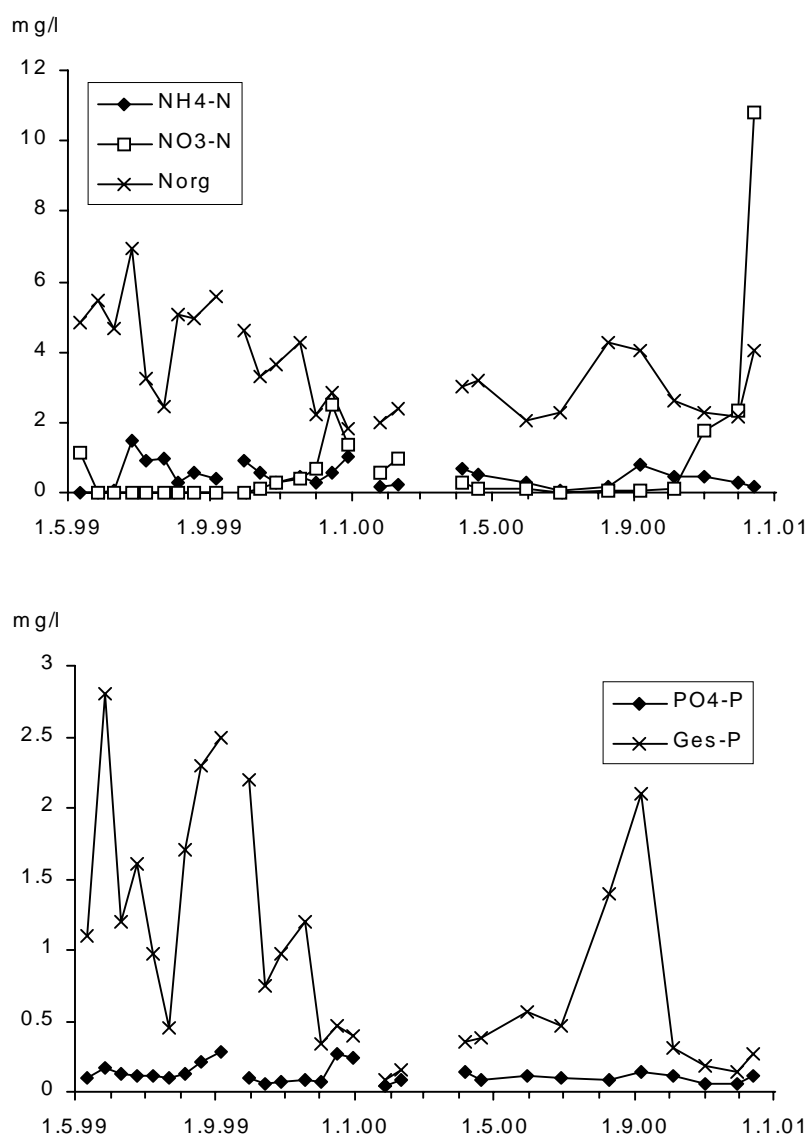


### Vegetation

Da der Graben nicht mehr regelmäßig unterhalten wird, hat sich an mehreren Stellen Schilf angesiedelt. Im Sommerhalbjahr ist der Graben von einer dichten Wasserlinsendecke (*Lemna minor*) bedeckt.

### Wasserstandsdynamik

Im Sommerhalbjahr sinkt der Wasserstand nach Trockenperioden stark ab, so dass fast kein Wasser mehr im Graben vorhanden ist. Im Winterhalbjahr kommt es zu hohen Wasserständen durch zeitweisen Rückstau aus dem Hauptgraben. Im Winterhalbjahr 1999/2000 war der Mittelpolder nach starken Niederschlägen zeitweise geflutet, wobei auch der Graben unter Wasser stand.



**Fig. 41:** Dynamik der Stickstoff- (oben) und Phosphorkonzentration (unten) im Entwässerungsgraben im Mittelpolder von Mai 1999-Dezember 2000.

### *Nährstoffkonzentrationen*

Bei Stickstoff war der organisch gebundene Anteil mit  $3,27 \pm 1,34$  mg/l (Median) fast das gesamte Jahr über am bedeutendsten (Abb. 41). Nitrat lag im Sommerhalbjahr unterhalb der Nachweisgrenze vor, stieg jedoch im Winterhalbjahr auf über 2 mg/l an. Herausragend war ein hoher Wert von 11 mg/l bei der letzten Messung im Dezember 2000 nach stärkeren Niederschlägen (Abb. 41). Ammonium zeigt nur geringe Schwankungen und lag bei  $0,42 \pm 0,354$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Median).

Bei Phosphor hat die Phosphat-P-Konzentration nur einen geringen Anteil am Gesamt-P (Abb. 41). Die Phosphat-P-Konzentration lag recht konstant bei  $0,105 \pm 0,062$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  (Median), die Gesamt-P-Konzentration wies hingegen starke Schwankungen auf ( $0,655 \pm 0,808$  mg/l, Median), die aber zumindest teilweise auf Probleme bei der Probenahme infolge geringer Wassermengen zurückzuführen sind (Aufwirbelung von Sediment).

### *Diskussion*

Im Grabenwasser liegt im Sommerhalbjahr die Nitratkonzentration unterhalb der Nachweisgrenze. Dies ist entweder darauf zurückzuführen, dass kein Nitrat in den Graben gelangt, oder dass vorhandenes Nitrat denitrifiziert wurde. Wahrscheinlich ist letzteres, da im Grabenwasser unter der dichten Wasserlinsendecke in den Sommermonaten regelmäßig Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 1 mg/l gemessen wurden. Eine Nachlieferung von Nitrat aus der Nitrifikation des mit 0,5-1,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  den ganzen Sommer über im Grabenwasser vorhandenen Ammoniums findet vermutlich ebenfalls aufgrund der geringen Sauerstoffkonzentrationen kaum statt. Die höheren Nitratwerte zu Beginn des Winters dürften auf eine verstärkte Auswaschung aus den angrenzenden Niedermoorflächen mit dem Niederschlagswasser zurückzuführen sein. Zum gleichen Zeitpunkt wie im Graben traten auch in den Piezometern auf der unmittelbar benachbart liegenden Niedermoorparzelle im Mittelpolder hohe Nitratkonzentration von bis zu 60 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  in den oberen Bodenhorizonten auf. Diese hohen Konzentrationen lassen sich durch eine verstärkte Mineralisation bei niedrigen Grundwasserständen in den Torfen erklären (s.o.). Aufgrund der starken Humifizierung und Sackung der Torfe im Mittelpolder (s.o.) sind die Niedermoorflächen stark oberflächennah verdichtet, so dass nach stärkeren Niederschlägen sich das Regenwasser auf der Fläche staut, da es nur sehr langsam im Boden versickert. Dabei kann nitratangereichertes Wasser oberflächlich in den Graben gelangen. Auch Ruville-Jackelen (1996) nimmt einen oberflächlichen Nitrateintrag ins Grabenwasser nach starken Niederschlägen an.

### **3.2.1.6 Graben vor dem Schöpfwerk**

#### *Untersuchungsstandort*

Vor dem Schöpfwerk wird das Wasser aus der Pohnsdorfer Stauung in einem zentralen Graben gesammelt bevor es in die Neuwührener Au gepumpt wird. Da das Schöpfwerk auch das Wasser aus den westlich der Au gelegenen West- und Mittelpolder durch einen Düker

unter der Au hindurch erhält, integriert diese Meßstelle alle Wasserflüsse in der Stauung. Aufgrund der Wiedervernässungsmaßnahmen ist die Verteilung der Wasserzuflüsse im Jahresverlauf unterschiedlich. Im Sommerhalbjahr verläßt durch den Grabenanstau kein Wasser den Westpolder und auch die kleinen Zuflüsse im Mittelpolder versiegen, so dass das Wasser vor dem Schöpfwerk von etwa Mai bis Dezember fast ausschließlich aus dem Ostpolder stammt. Im Winterhalbjahr ist vor dem Schöpfwerk hingegen ein Mischwasser aus allen drei Poldern zu finden. Durch die Erhöhung des Einschaltpegels wird fast das gesamte Sommerhalbjahr nur sehr selten gepumpt, so dass das Wasser vor dem Schöpfwerk lange Zeit stagniert.

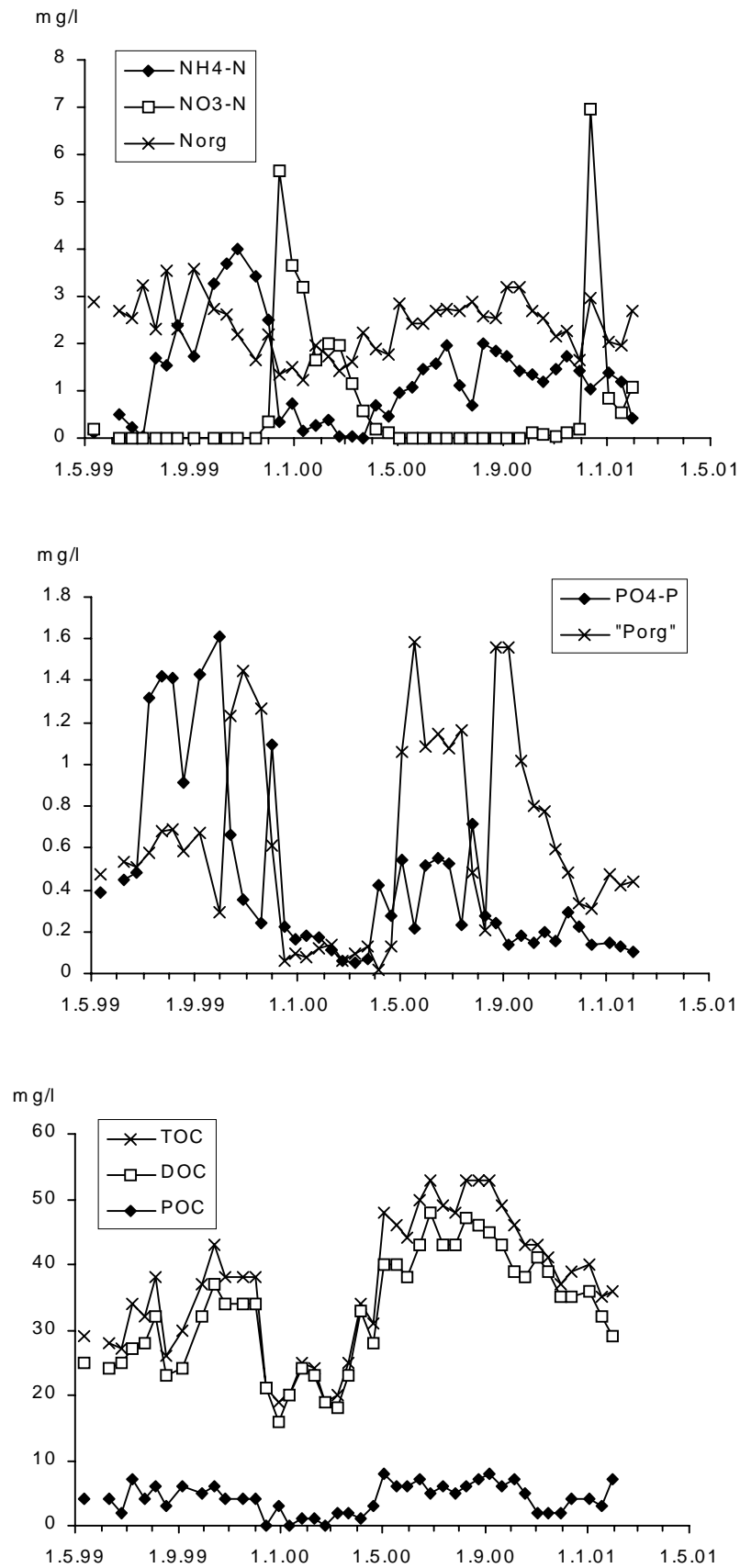
#### *Vegetation*

Der Graben weist keine submersen Makrophyten auf, im Sommerhalbjahr bildet sich eine Decke aus Wasserlinsen (*Lemna minor* und *L. trisulca*).

#### *Nährstoffkonzentrationen*

Die Ammoniumkonzentration zeigt in den beiden Untersuchungsjahren einen etwas unterschiedlichen Verlauf (Abb. 42). 1999 stiegen die Werte im Sommer stark an und erreichten im Herbst Maximalwerte von 4 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Im Verlauf des Winters wurde nach starken Niederschlägen viel Wasser in die Au gepumpt, so dass es zu einem Wasseraustausch im Graben kam. Die Ammoniumwerte lagen im Frühjahr 2000 im Bereich der Nachweisgrenze, stiegen jedoch bereits während einer frühen Wärmephase im April an und erreichten im Hochsommer maximal 2 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Bis zum Spätwinter 2000/2001 blieben die Werte bei geringen Wasserzuflüssen zwischen 1 und 2 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Die Nitratkonzentration lag im Sommerhalbjahr 1999 und 2000 unterhalb der Nachweisgrenze (Abb. 42). Auffallend sind die Peaks im Dezember 1999 (5,7 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) und Dezember 2000 (7 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). Der organisch gebundene Stickstoff zeigte dagegen nur geringe jahreszeitliche Schwankungen und lag zwischen 1 und 3,7 mg/l.

Die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration zeigt einen ähnlichen Verlauf wie die Ammonium-Konzentration mit sehr hohen Werten im Sommer 1999 (maximal 1,6 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ), niedrigen Werten in den Wintermonaten (um 0,1-0,2 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) und einem erneuten Anstieg im Frühjahr 2000, der allerdings nur Maximalwerte von 0,7 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  erbrachte (Abb. 42). Der „organisch gebundene Phosphor“ zeigte in den Sommermonaten einen komplementären Verlauf zum Phosphat-P mit hohen Werten im Spätherbst 1999 (max. 1,45 mg/l) und in den Frühsommer und Herbstmonaten 2000 (max. 1,6 mg/l). Im Winter lagen die Konzentrationen hingegen bei 0,1 mg/l.



**Fig. 42:** Dynamik der Stickstoff- (oben) und Phosphorkonzentration (mitte) sowie des organisch gebundenen Kohlenstoffs (unten) im Graben vor dem Schöpfwerk von Mai 1999-Februar 2001.

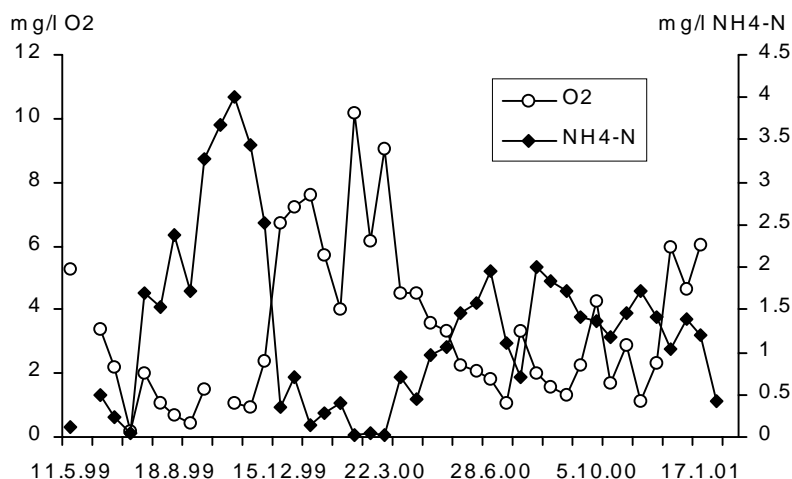
### *Diskussion*

Da sich vor dem Schöpfwerk im Winterhalbjahr Wasser aus mehreren Teilen der Pohnsdorfer Stauung mischt, sind kausale Erklärungen für Nährstoffkonzentrationen während dieser Zeit schwierig. Während der Hauptschöpfphase des Untersuchungszeitraumes (Dezember 1999-April 2000) wiesen die Nährstoffe Phosphat und Ammonium die niedrigsten Konzentrationen im Jahresverlauf auf (0,1-0,2 mg/l PO<sub>4</sub>-P, 0,1-0,5 mg/l NH<sub>4</sub>-N). Dies ist zu erklären mit einem vergleichsweise hohen Sauerstoffgehalt im Grabenwasser, der zur Nitrifikation des Ammoniums und vermutlich zur Bindung des Phosphats an dreiwertiges Eisen geführt hat.

Nitrat erreichte hingegen während der Schöpfphase die höchsten Konzentrationen mit deutlichen Peaks zu Beginn des Winters. Ein Teil des Nitrats dürfte aus der Nitrifikation des im Sommerhalbjahr im Graben vor dem Schöpfwerk in höheren Konzentrationen vorhandenen Ammoniums stammen, jedoch wurden im Dezember 2000 höhere Nitratwerte als im Dezember 1999 gemessen, obwohl die Ammoniumkonzentration im Herbst 1999 doppelt so hoch war wie 2000. Die hohen Nitratwerte im Anschluss an Niederschlagsperioden zu Beginn des Winters sind daher vermutlich auf Auswaschung des mobilen Nitrats aus den Böden des Einzugsgebietes zurückzuführen. Aus dem Westpolder können die hohen Nitratkonzentrationen nicht stammen, da hier Nitrat maximal 1,7 mg/l NO<sub>3</sub>-N erreichte. Aus dem Ostpolder ist dagegen Wasser mit höheren Nitratkonzentrationen zu erwarten. In den Piezometern im Ostpolder wurden maximal 6 mg/l NO<sub>3</sub>-N in den oberen Bodenschichten festgestellt, die bei Überflutung ausgewaschen worden sein könnten. Im Dezember 2000 traten jedoch hohe Nitratkonzentrationen (7 mg/l NO<sub>3</sub>-N) am Schöpfwerk auf, obwohl der Wasserstand im Ostpolder so niedrig blieb, dass die Niedermoorflächen nicht überschwemmt waren. Da im Ostpolder kein Entwässerungssystem mehr vorhanden ist, konnte das in den oberen Bodenschichten gebildete Nitrat ohne Überflutung nicht ins Oberflächenwasser gelangen. Im Winter 1999/2000 stand der Ostpolder hingegen längere Zeit unter Wasser, so dass es hier zur Auswaschung gekommen sein könnte. Desweiteren floss nach den starken Niederschlägen im Winter 1999/2000 Ende Februar-Anfang März 2000 Wasser aus der Neuwührener Au an einer undichten Deichstelle in den Ostpolder. Die Au hatte zu diesem Zeitpunkt eine Nitratkonzentration von 3,1 mg/l NO<sub>3</sub>-N. Weiterhin ist ein Nitrateintrag aus dem noch nicht wiedervernässten Mittelpolder wahrscheinlich. Hier wurden in den oberen Bodenschichten extrem hohe Nitratwerte (bis zu 70 mg/l NO<sub>3</sub>-N im Dezember 2000) zu Beginn des Winters 1999 und 2000 festgestellt und auch im Entwässerungsgraben des Mittelpolders lag die Nitratkonzentration im Dezember 2000 bei 11 mg/l NO<sub>3</sub>-N. Ein weiterer Nitrateintrag erfolgte sicherlich durch Auswaschung aus den Mineralbodenflächen des Einzugsgebietes des Schöpfwerkes. Belegt ist ein Nitrateintrag aus den landwirtschaftlich genutzten Mineralbodenflächen südöstlich des Klosterforstes Preetz, die über einen verrohrten Bach zum Schöpfwerk entwässern. Hier lag die Nitratkonzentration bei zwei Probenahmen Anfang Januar 2000 bei 3,9 bzw 4,7 mg/l NO<sub>3</sub>-N, wobei die Wassermenge mit ca. 2 l/s gering war.

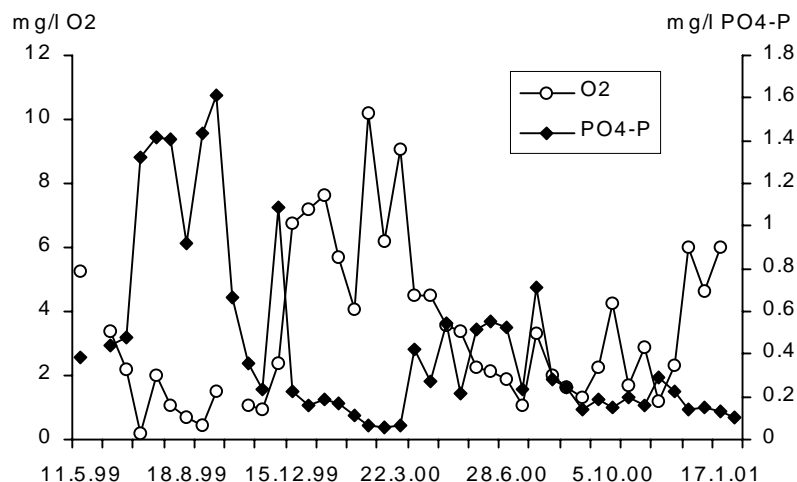
Auch ein Nitrataustrag aus den aufgefórsteten Mineralböden nördlich des Schöpfwerkes ist möglich.

In den Sommermonaten kommt es im Graben vor dem Schöpfwerk zu hohen Ammonium- und Phosphatkonzentrationen, wobei 1999 die Werte deutlich höher lagen als 2000. Auffallend ist auch ein sehr niedriger Sauerstoffgehalt zu dieser Zeit, der 1999 für mehrere Monate unter 2 mg/l und 2000 zwischen 2 und 4 mg/l lag (Abb. 43). Vermutlich wurde durch Ammonifikation gebildetes Ammonium zu Beginn des Sommers unter starkem Sauerstoffverbrauch nitrifiziert und das gebildete Nitrat sofort wieder denitrifiziert (gekoppelte Denitrifikation), da Nitrat nicht nachweisbar war. Im Verlauf des Sommers verhinderte dann der geringe Sauerstoffgehalt eine weitere Nitrifikation, so dass sich Ammonium anreichern konnte.



**Fig. 43:** Dynamik der Ammonium-N- und der Sauerstoffkonzentration im Graben vor dem Schöpfwerk von Mai 1999-Februar 2001.

Die anhaltend hohen Phosphat-P-Konzentrationen (1-1,6 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) während der sauerstoffarmen Phase im Sommer 1999 dürften auf Rücklösung aus dem Sediment zurückzuführen sein (Abb. 44). Nach Untersuchungen von Moore & Reddy (1994) kommt es zu einem Phosphataustrag aus dem Porenwasser des Sedimentes ins Oberflächenwasser, wenn auch im Oberflächenwasser anoxische Bedingungen vorliegen, was im Sommer 1999 im Graben vor dem Schöpfwerk, nach den geringen Sauerstoffkonzentrationen an der Oberfläche zu urteilen, der Fall war. Das Sediment vor dem Schöpfwerk dürfte sehr hohe Nährstoffkonzentrationen aufweisen, da es seit 50 Jahren als Sammelbecken aller Nährstoffflüsse in der Pohnsdorfer Stauung dient. Da der Einschaltpegel bei 20.80 NN liegt, wird das Wasser mit den hohen sommerlichen Ammonium- und Phosphat-Konzentrationen allerdings nicht in die Au gepumpt.



**Fig. 44:** Dynamik der  $\text{PO}_4\text{-P}$  und der Sauerstoffkonzentration im Graben vor dem Schöpfwerk von Mai 1999-Februar 2001.

### 3.2.1.7 Westpolder

#### *Untersuchungsstandort*

Im Westpolder wurde neben der Nährstoffdynamik im Bodenwasser auf der Standortebene (s.o.) zusätzlich die Nährstoffkonzentration im Oberflächenwasser am Abfluss gemessen. Um über Frachtberechnungen die Funktion des Westpolders als Nährstoffquelle oder -senke quantifizieren zu können, wurden auch am einzigen Zufluss (Waldbach) die Wassermengen und die Nährstoffeinträge untersucht.

#### *Nutzung*

Der Westpolder wurde im Zuge der großflächigen Meliorationsmaßnahmen in der Pohnsdorfer Stauung in den 1950er Jahren entwässert und als Grünland (Mahd- und Weide) genutzt. Mit dem Ankauf der Flächen durch die Schrobach-Stiftung 1989 wurde die Nutzung extensiviert. 1996 erfolgte die Vernässung des Polders durch Grabenanstau. Seither werden nur noch die mineralischen Randbereiche sporadisch extensiv beweidet.

#### *Entwässerungssystem*

Die Entwässerung erfolgte vor der Umsetzung der Wiedervernässungsmaßnahmen über einen zentralen Graben und mehrere Seitengräben. Das aus dem Polder abfließende Wasser wurde mit einem Schöpfwerk in die Neuwührener Au gepumpt, so dass der Wasserstand im Polder künstlich niedriger als in der Au lag. Durch den Grabenanstau 1996 hat sich im Westpolder ein Flachwassersee von maximal ca. 25 ha Größe gebildet, aus dem Wasser nur noch bei einem Wasserstand von über 21,05 NN abfließt.

### *Vegetation*

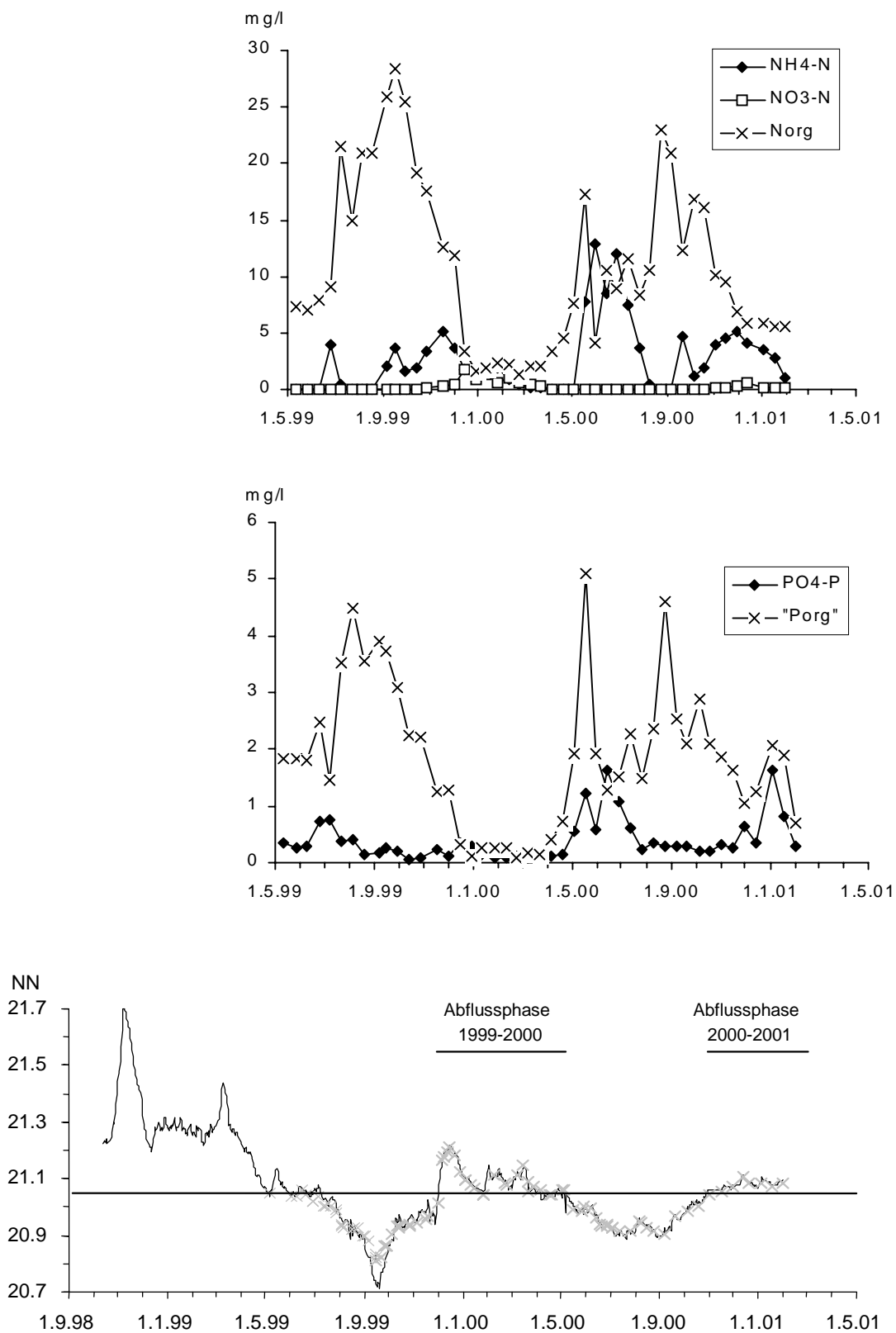
Die dauerhaft überflutete Fläche wird nicht von submersen Makrophyten besiedelt. Im Jahresverlauf treten verschiedene Algenblüten im Überflutungswasser auf. Aufgrund der starken Wasserstandsschwankungen (s.u.) können sich auf den im Sommer trockenfallenden Schlammhängen Pionierarten ansiedeln, insbesondere der Nickende Zweizahn (*Bidens cernua*), seit Sommer 2000 verstärkt auch Rohrkolben (*Typha latifolia*). Es gibt an zwei Stellen kleine Schilfbestände, die sich in den letzten beiden Jahren etwas ausgebreitet haben.

### *Wasserstandsdynamik*

Der Westpolder hat seit dem Grabenanstau 1996 eine genehmigte Stauhöhe von 21,05 NN. Die Stauverwaltung bestand bis zum Mai 2000 aus einer Steinschüttung, die leicht manipuliert werden konnte, so dass sich die Stauhöhe mehrfach änderte. So sind die hohen Wasserstände im Herbst 1998 auf ergiebige Regenfälle in Verbindung mit einer illegalen Erhöhung der Stauhöhe mit Betonplatten zurückzuführen. Die Platten wurden im Frühjahr 1999 entfernt, worauf der Wasserstand innerhalb weniger Tage rasch absank. Dieser Zeitpunkt war sehr ungünstig gewählt, da in großem Umfang Amphibienlaich trockenfiel. Im Winter 1999/2000 wurden von Unbekannten erst zahlreiche Steine in den Überlauf geworfen, so dass der Wasserstand im Dezember 1999 deutlich über 21,05 NN lag, im Januar wurden dann von anderen Personen zahlreiche Steine entfernt, so dass im Frühjahr 2000 auch bei einem Wasserstand unter 21,05 NN noch Wasser abfloss. Ab Mai 2000 ist am Überlauf eine Holzbohle auf der genehmigten Stauhöhe von 21,05 NN installiert. Seither gab es auch keine Manipulationen mehr.

Der Wasserstand im Westpolder zeigt starke Schwankungen im Jahresverlauf (Abb. 45). Nach Niederschlägen im Winterhalbjahr ist der Polder bis über die Anstauhöhe gefüllt, so dass Wasser über den Überlauf abfließt. Ab Mai versiegt der Waldbach als einziger Zufluss und bei geringeren Niederschlägen und steigender Evapotranspiration sinkt der Wasserspiegel im Sommerhalbjahr zum Teil deutlich (wie 1999) unter die Stauhöhe ab, so dass kein Wasser den Westpolder über den Überlauf verläßt und im Polder größere Schlammflächen entstehen. Ein permanenter Zufluss über das Grundwasser scheint nur in sehr geringem Umfang zu bestehen. Insgesamt zeigen die Wasserstandsmessungen sehr deutlich die Abhängigkeit der Wasserführung im Sommerhalbjahr von den aktuellen Niederschlägen.





**Fig. 45:** Dynamik der Stickstoff- (oben) und Phosphorkonzentration (mitte) von Mai 1999-Februar 2001 sowie der Wasserstände (unten) von Oktober 1998-Februar 2001 im Westpolder.

### *Nährstoffdynamik*

Die Ammoniumwerte schwanken im Jahresverlauf stark (Abb. 45). Am Ende der Abflußphase im April lagen die Ammoniumkonzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze. Mit fortschreitender Erwärmung kam es im Mai-Juli zu einem ersten Gipfel, der 1999 nur schwach mit einem erhöhten Wert (4 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Juli) ausgeprägt war, nach der langen Wärmeperiode im Mai 2000 aber sehr deutlich mit mehreren hohen Werten bis 12 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  ausfiel. In beiden Untersuchungsjahren sanken die Ammoniumkonzentrationen im Hochsommer wieder auf den Bereich der Nachweisgrenze, um im Herbst wieder für einen längeren Zeitraum auf Werte um 5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  anzusteigen. Im Verlauf des Winters nahm die Konzentration dann wieder ab.

Nitrat lag fast das ganze Jahr unterhalb der Nachweisgrenze (Abb. 45). Nur von November 1999 bis April 2000 und ab November 2000 wurde Nitrat mit maximal 1,7 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  nachgewiesen.

Dominierend im Überflutungswasser des Westpolders war der organisch gebundene Stickstoff, der einen deutlichen Jahrgang aufzeigt mit sehr hohen Werten im Spätsommer (1999 bis 28 mg/l, 2000 bis 25 mg/l) und niedrigeren Werten während der Abflußphase im Winter (1999 um 3 mg/l, 2000 um 6 mg/l) (Abb. 45).

Die Dynamik von Phosphat im Jahresverlauf ähnelt der von Ammonium (Abb. 45). Auch bei Phosphat lagen die Werte während der Abflussperiode im Winter 1999/2000 niedrig (bei 0,1 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) und stiegen im Frühsommer an, wobei im Jahr 2000 höhere Werte (max. 1,4 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) erreicht wurden als 1999 (max. 0,8 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ). Im Hochsommer und Herbst schwankten die Werte in beiden Untersuchungsjahren um 0,3 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ .

Der "organisch gebundene Phosphor" erreichte ähnlich wie die Norg-Konzentration im Sommer die höchsten Werte. Während der Abflussphase sanken die Konzentrationen im Winter 1999/2000 auf 0,3 mg/l, im Winter 2000/2001 bis Ende Januar erst auf 0,7 mg/l ab. Bemerkenswert sind die hohen Werte nach der Wärmeperiode im Mai 2000 mit 5 mg/l.

### **Frachtberechnungen**

Um die Funktion des Westpolders als Nährstoffquelle oder -senke zu quantifizieren, wurden die Einträge über den Waldbach, über die Atmosphäre und über das Grundwasser sowie die Austräge über den Überlauf berechnet.

Die Einträge über den Waldbach sowie die Austräge über den Überlauf wurden durch wöchentliche Wassermengenbestimmungen (gelitert) und zweiwöchentliche Konzentrationsmessungen (plus mehrere ereignisbezogene Probenahmen) bestimmt. Für die Niederschlagsmengen wurde auf Werte der Wetterstation Bornhöved, ca. 20 km südlich der Pohnsdorfer Stauung gelegen, zurückgegriffen. Die Verdunstung wurde nach der Anleitung des

DVWK (1995) bestimmt. Die atmosphärischen Einträge wurden mit mittleren Konzentrationen aus dem Basismeßnetz des Landes Schleswig-Holstein berechnet ( $\text{NH}_4\text{-N}$  0,99 mg/l,  $\text{NO}_3\text{-N}$  0,67 mg/l, Gesamt-N 1,69 mg/l, Gesamt-P 0,05 mg/l) (LAWAKÜ 1995). Die Feuchtgebietsfläche wurde auf 25 ha bestimmt, das Einzugsgebiet des Westpolders beträgt ca. 150 ha und liegt zu 90% im Klosterforst Preetz.

Der Berechnungszeitraum ist ein Jahr vom Ende der winterlichen Abflussphase 1998/1999 bis zum Ende der Abflussphase 1999/2000 (1.6.1999-31.05.2000). Dieser Zeitraum ist durch vergleichsweise hohe Niederschläge gekennzeichnet (960 mm), die vor allem im Dezember 1999 sowie Ende Januar und im März 2000 auftraten. Nur während der Zeit vom 1.12.99 – 10.5.2000 kam es zu einem nennenswerten Zufluss über den Waldbach und einen Abfluss über den Überlauf. In den Sommermonaten war der Waldbach versiegt und der Wasserstand im Polder so tief abgesunken, dass kein Wasser über die Schwelle ablaufen konnte.

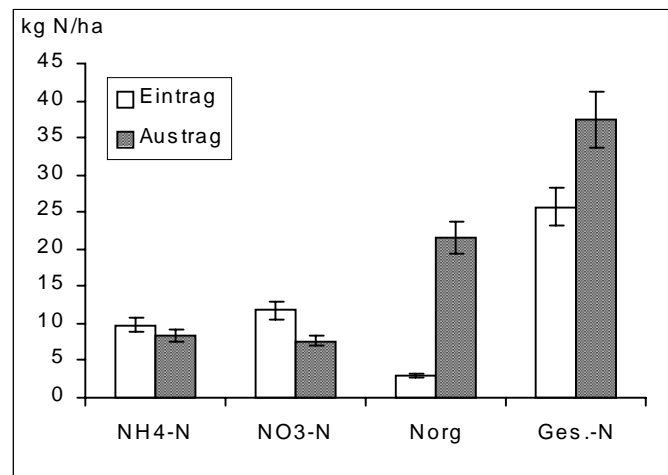
Der Zufluss von Grundwasser zum Westpolder wurde nicht direkt ermittelt. Im Winter 2000/2001 wurde in einer längeren niederschlagsfreien Kälteperiode, in der der Waldbach versiegt war, an mehreren Tagen ein Abfluss von 1,7 l/s ermittelt. Dieser Wert dürfte dem Grundwasserzustrom entsprechen. Die Konzentration des zufließenden Grundwasser wurde mit 0,1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ , 0,5 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ , 0,65 mg/l Gesamt-N, 0,02 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  und 0,05 mg/l Gesamt-P angenommen, da das Einzugsgebiet fast vollständig mit Wald bedeckt ist. Das Grundwasser hat nur einen geringen Anteil (<10%) am gesamten Zustrom, so dass sich auch durch andere Konzentrationswerte die Gesamtfrachtberechnungen nur unwesentlich ändern.

#### *N-Bilanz*

Mit der atmosphärischen Deposition wurden vor allem Nitrat und Ammonium eingetragen ( $6,4 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $9,5 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) (Tab. 2). Über den Waldbach kam vor allem Nitrat ( $4,3 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) in den Polder, während Ammonium nur mit  $0,1 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  zugeführt wurde. Auch über das Quellwasser wurde von einem höheren Nitrat- ( $1,1 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) als Ammoniumeintrag ( $0,2 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) ausgegangen. Organisch gebundener Stickstoff wurde nur über den Waldbach in nennenswerter Menge eingetragen ( $2,6 \text{ kg Norg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Insgesamt betrug der N-Eintrag  $24,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , ein im Vergleich zu anderen Feuchtgebieten in Schleswig-Holstein niedriger Wert, der überwiegend auf atmosphärischen Eintrag beruht, während stark stickstoffbelastete Wässer aus landwirtschaftlichen Nutzflächen aufgrund des Waldeinzugsgebietes fehlen. Ein aktueller Eintrag von menschlichen Abwässern oder organischem Dünger in den Westpolder scheint ausgeschlossen. Weder die Leitfähigkeitswerte, die im Vergleich zu anderen Gewässern mit  $302 \pm 48 \mu\text{S}$  (Median) niedrig liegen, noch die Chlorid  $23 \pm 6 \text{ mg/l}$  (Median) oder Sulfatwerte  $33 \pm 6 \text{ mg/l}$  (Median) deuten auf eine Einleitung hin.

**Tab. 2:** Stickstoffbilanz für den Westpolder vom 1.6.1999 bis 31.5.2000 mit einem Abflusszeitraum vom 1.12.1999 bis 10.5.2000.

kg/ha/a	NH4-N	NO3-N	Norg	Gesamt-N
Niederschlag	9,5	6,4	0,3	16,2
Waldbach	0,1	4,3	2,6	7
Grundwasser	0,2	1,1	0,1	1,4
Summe Eintrag	9,8	11,8	3,0	25,7
Austräge Überlauf	8,2	7,7	21,4	37,4
Differenz	1,6	4,1	-18,4	<b>-12,8</b>



**Fig. 46:** Stickstoffbilanz im Westpolder in  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die Fehlerbalken geben einen vermuteten Fehlerbereich von 10% an (siehe Diskussion Frachtberechnungen).

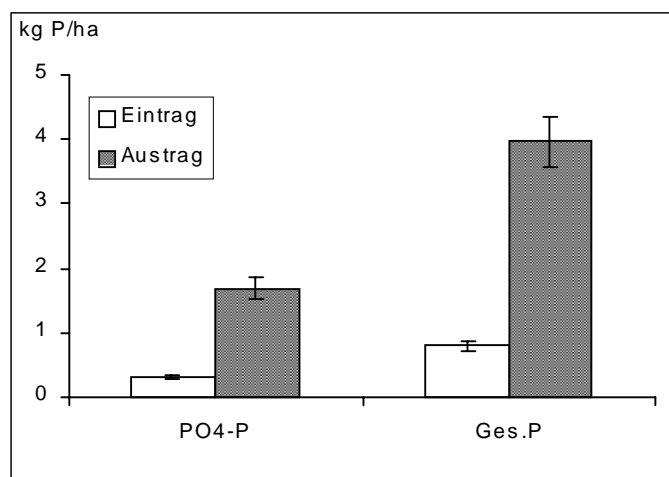
Der Austrag betrug insgesamt  $37,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , der sich zu 57% aus organisch gebundenem Stickstoff ( $21,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), in geringerem Maße auch aus Ammonium ( $8,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und Nitrat ( $7,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), zusammensetzt (Tab. 2, Abb. 46).

Eine Bilanz der einzelnen Stickstoffspezies ergibt für Ammonium ein leicht positives Saldo ( $+1,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), während der Westpolder für Nitrat als deutliche Senke ( $+4,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und für organisch gebundenen Stickstoff als Quelle ( $-18,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) wirkt. Aufgrund des hohen Austrags an organisch gebundenem Stickstoff ist auch die Bilanz für Gesamtstickstoff negativ ( $-12,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ).

### *P-Bilanz*

Der Eintrag in den Westpolder über den Waldbach war mit  $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gering. Auch mit dem atmosphärischen Eintrag kam nur  $0,48 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf die Fläche und der Grundwasserzuström wurde auf  $0,12 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  geschätzt, so dass der Gesamteintrag bei  $0,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  lag.

Demgegenüber betrug der Austrag über den Überlauf  $3,96 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , wovon  $1,68 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (42%) als  $\text{PO}_4\text{-P}$  ausgetragen wurde. Es ergibt sich eine Bilanz von  $-3,16 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .



**Fig. 47:** Phosphorbilanz im Westpolder in  $\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die Fehlerbalken geben einen vermuteten Fehlerbereich von 10% an (siehe Diskussion Frachtberechnungen).

### *Diskussion Westpolder*

Zum Verständnis der Nährstoffdynamik im Westpolder ist bedeutsam, dass die Fläche erst seit 1996 angestaut worden ist und vorher ca. 40 Jahre lang entwässert und intensiv als Grünland genutzt worden war. Durch den Überstau hat sich aus dem (semi)terrestrischen in Teilbereichen ein limnisches System mit spezifischen Nährstoffkreisläufen entwickelt. Daher spielen neben den aus Moorböden bekannten Prozessen (z.B. Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation) limnische Kreisläufe, insbesondere Algenblüten, für die Festlegung bzw. Wiederfreisetzung von Nährstoffen eine bedeutende Rolle. Durch die Aufnahme der anorganischen Nährstoffe durch die Organismen bekommen die organisch gebundenen Nährstoffe eine große Bedeutung im Stoffkreislauf. Ein Vergleich mit den gut untersuchten Nährstoffkreisläufen in größeren, geschichteten Seen ist allerdings nur sehr bedingt möglich, da der Westpolder mit einer durchschnittlichen Wassertiefe von weniger als 1 Meter sehr flach ist, so dass sich im Sommer der gesamte Wasserkörper stark erwärmt und es bei sinkenden Wasserständen schnell zu einer Aufkonzentration von Stoffen kommt.

Ein Hinweis auf eine Aufkonzentration infolge sinkender Wasserstände ist die Konzentration des chemisch wenig reaktiven Chlorids. Eine Korrelation zwischen der Wasserstandshöhe, als indirekter Hinweis auf das Wasservolumen im Westpolder, und der Chloridkonzentration erbrachte eine hochsignifikante negative Beziehung ( $r^2=0,7677$ ,  $p<0,001$ ). Auch die Beziehungen zwischen dem Wasserstand und dem DOC ( $r^2=0,6818$ ,  $p<0,05$ ) und dem organisch gebundenen Stickstoff ( $r^2=0,6243$ ,  $p<0,05$ ) erbrachten signifikante negative Korrelationen, so dass bei diesen Stoffspezies zumindest von einem Einfluss des Wasservolumens auf die Konzentration ausgegangen werden muss. Ein monokausaler Zusammenhang liegt jedoch insbesondere beim organisch gebundenen Stickstoff nicht vor.

#### *Organisch gebundener Stickstoff*

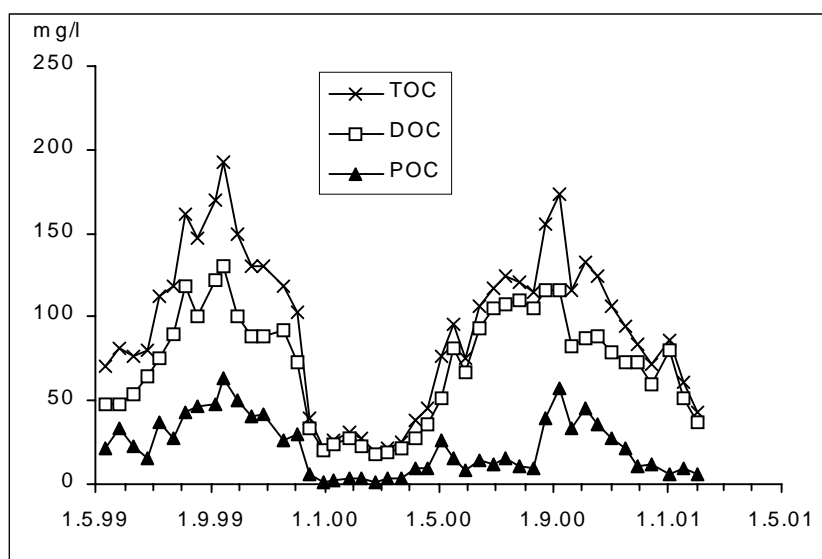
Die Nährstoffdynamik im Westpolder wird sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor von Mai bis November vom organisch gebundenen Anteil dominiert, und nur während des Abflusszeitraumes in den Wintermonaten liegen die organisch gebundenen Nährstoffe in geringer Konzentration vor. Der organisch gebundene Stickstoff setzt sich aus dem gelösten organischen Stickstoff (DON) und dem partikulären organischen Stickstoff (PN) zusammen.

Der partikuläre organische Stickstoff (PN) umfasst den in lebender oder toter Biomasse (Detritus) gebundenen Stickstoff. Ein Hinweis auf die Dynamik der partikulär gebundenen Nährstoffe ist der Summenparameter des partikulär gebundenen Kohlenstoffs (POC). Auffallend sind neben hohen POC-Werten im Spätsommer (bei niedrigen Wasserständen) kleinere POC-Peaks im Mai-Juni. Hohe POC-Konzentrationen können zum einen auf Algenblüten zurückgeführt werden. Im Westpolder treten im Jahresverlauf verschiedene Algenblüten auf, die hier aber nicht näher untersucht wurden. Eine grobe Analyse der beteiligten Algengruppen deuten auf die für andere Gewässer beschriebenen Maxima von einzelligen Diatomeen im Frühjahr (und Herbst?) und von fadenförmigen Grünalgen im Sommer hin (vgl. Schwoerbel 1999). Sehr auffallend war auch die hohe Dichte von Zooplankton (insbesondere *Daphnia* und *Cyclops*) im Frühjahr und Frühsommer, die offensichtlich für das „klassische“ Grazing des Frühjahrsmaximums des Phytoplanktons gesorgt haben. Leider wurde bislang der Chlorophyll a-Gehalt nicht bestimmt, so dass keine genauen Angaben über die Algenzyklen vorliegen. Vermutlich sind aber insbesondere die POC-Peaks im Frühjahr auf die (Diatomeen?) Algenblüten zurückzuführen. Hohe POC Werte können auch durch Konzentrationseffekte bei niedrigen Wasserständen und durch Resuspension von sedimentierten Partikeln (z.B. durch bis zu 300 gründelnde Krickenten im Spätsommer 1999 und 2000) auftreten (vgl. Lampert & Sommer 1999).

Der gelöste organische Stickstoff (DON) umfasst einerseits niedermolekulare Substanzen (z.B. Aminosäuren, Harnstoff), die aus Ausscheidungen und aus dem Abbau von Algen und Bakterien stammen (autochthoner DON) sowie höhermolekulare Substanzen, die als Huminstoffe zusammengefasst werden können und aus Torfen oder Böden mit hohem organischen Anteil ausgewaschen werden (allochthoner DON). Im Westpolder dürfte sich der DON

aus beiden Fraktionen zusammensetzen. Ein Hinweis auf das Vorkommen von Huminstoffen im Wasser gibt der gelöste organische Kohlenstoff (DOC). Der DOC ist ein Summenparameter, der sich aus biologisch leicht verfügbaren, niedrigmolekulare Substanzen und Huminstoffen zusammensetzt. In Moorgewässern, wie dem Westpolder, mit einer gelblich-braunen Wasserfärbung und hohen DOC-Gehalten (im Westpolder maximal 130 mg/l), ist jedoch davon auszugehen, dass der DOC zum Großteil aus Huminstoffen besteht (vgl. Abbt-Braun 1993, Lampert & Sommer 1999). Eine weitere Klärung sollen in diesem Jahr Messungen der Absorption liefern. Hohe Huminstoffgehalte sind typisch für Moorgewässer, da Huminstoffe bei der Torfbildung aus abgestorbener Biomasse aufgebaut werden. Bei der Flutung des Polders sind die Huminstoffe aus dem Torfkörper ins Überflutungswasser ausgeschwemmt worden. Huminstoffe enthalten neben großen Mengen an Kohlenstoff u.a. die Elemente H, O, N und S und stellen so ein Stoffreservoir für das Gewässer dar. Der N-Gehalt der Huminstoffe liegt jedoch unter 6 Massenprozent (Worch 1997), der P-Gehalt nach Abbt-Braun (1993) im Bereich von 0,1-0,2 mg/g DOC bei Moorwasserproben. An Huminstoffe gebundene Nährstoffe sind im allgemeinen für Mikroorganismen nur schwer abbaubar.

Neben den beiden organisch gebundenen Nährstoffen weist auch der organisch gebundene Kohlenstoff im Westpolder hohe Konzentrationswerte (bis 190 mg/l TOC) und einen deutlichen Jahresgang auf, der sich mit den Jahresgängen des organisch gebundenem Stickstoff und Phosphor teilweise sehr gut in Deckung bringen lässt (Abb. 48). Der gesamte organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) setzt sich überwiegend aus gelöstem organisch gebundenem Kohlenstoff (DOC) zusammen. In den Wintermonaten besteht der TOC zu 95% aus DOC. Nur im den Sommerhalbjahr, insbesondere im Spätsommer und Herbst, erreicht der partikulär gebundene Kohlenstoff (POC) einen Anteil von etwa 30% am TOC.



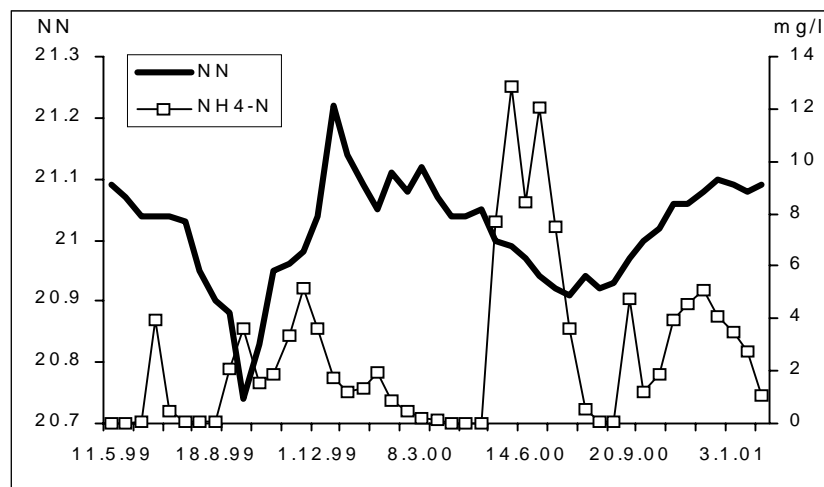
**Fig. 48:** Dynamik des organisch gebundenen Kohlenstoffs im Westpolder von Mai 1999-Februar 2001.

Im Westpolder dürfte zumindest im Sommerhalbjahr ein Großteil des organisch gebundenen Stickstoffs an Partikel fixiert sein, doch auch der gelöste organische Stickstoff dürfte insbesondere im Winterhalbjahr an der Zusammensetzung des organisch gebundenen Stickstoffs maßgeblich beteiligt sein. Eine Regressionsanalyse der Konzentration des organisch gebundenen Stickstoffs mit dem organisch gebundenen Kohlenstoff ergab hochsignifikante Beziehungen: Norg/ TOC  $r^2=0,85$ , Norg/ POC  $r^2=0,83$  und Norg/ DOC  $r^2=0,69$  ( $p$  für alle drei Regressionen  $<0,001$ ).

#### *Mineralische Nährstoffe*

Der Verlauf der Ammoniumkonzentration im Jahr ist durch hohe Fröhsommer- und Herbst/Winterpeaks gekennzeichnet. Hohe Ammoniumkonzentrationen treten in anthropogen unbelasteten Gewässern auf, wenn organische Substanz ammonifiziert, das entstehende Ammonium aber nicht weiter nitrifiziert wird (die dissimilatorische Reduktion von Nitrat zu Ammonium scheint nur in stark reduktiven Milieu von Bedeutung zu sein (Davidsson 1997)). Organische N-Verbindungen sind im Westpolder sowohl im Überflutungswasser (als DON und PN) sowie im Torf vorhanden.

Die hohen Ammoniumkonzentrationen im Herbst fallen in den beiden Untersuchungsjahren jeweils mit wieder ansteigenden Wasserständen im Polder zusammen (Abb. 49). In beiden Jahren sank der Wasserstand im Hochsommer so weit ab, dass größere Schlammflächen nicht mehr mit Wasser bedeckt waren. Auf diesen Flächen dürfte es unter sehr warmen, noch wechselfeuchten und daher teilweise sauerstoffarmen Bedingungen zu verstärkter Mineralisation gekommen sein. Der Abbau organischer Substanz im Boden führt zur Bildung von anorganischem Stickstoff (Ammonium und Nitrat) und von extrahierbarem DON (vgl. Olde Venterink et al. 2000), so dass bei ansteigenden Wasserständen Ammonium sowie DON (zur weiteren Ammonifizierung) im Überflutungswasser gelöst auftreten.



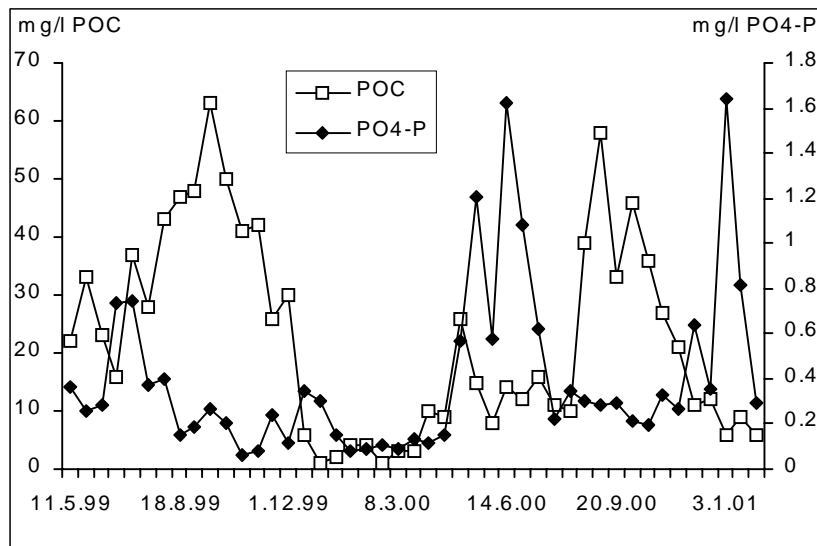
**Fig. 49:** Entwicklung der Ammonium-N-Konzentration und des Wasserstandes (NN) im Westpolder von Mai 1999-Februar 2001.



Die Schwankungen der Ammoniumkonzentration im Jahresverlauf dürften im Westpolder auch mit der Aufnahme von Ammonium durch Algen und Bakterien zusammenhängen. In beiden Untersuchungsjahren war im Frühjahr (März-April) und im Hochsommer (August-September) die Ammonium- und auch die Nitratkonzentration sehr niedrig, und im Frühjahr wurde gleichzeitig ein deutlicher Anstieg des organisch gebundenen Stickstoffs festgestellt. Die niedrigen Ammoniumwerte sind vermutlich auf eine verstärkte Aufnahme von anorganischem Stickstoff durch Algen zurückzuführen, die bei ansteigenden Wassertemperaturen ein verstärktes Wachstum aufweisen (vgl. Schwoerbel 1999). Die erhöhten Ammoniumwerte im Frühsommer und Herbst stehen mit einem verstärkten Abbau der organischer Substanz aus den Algenblüten in Verbindung.

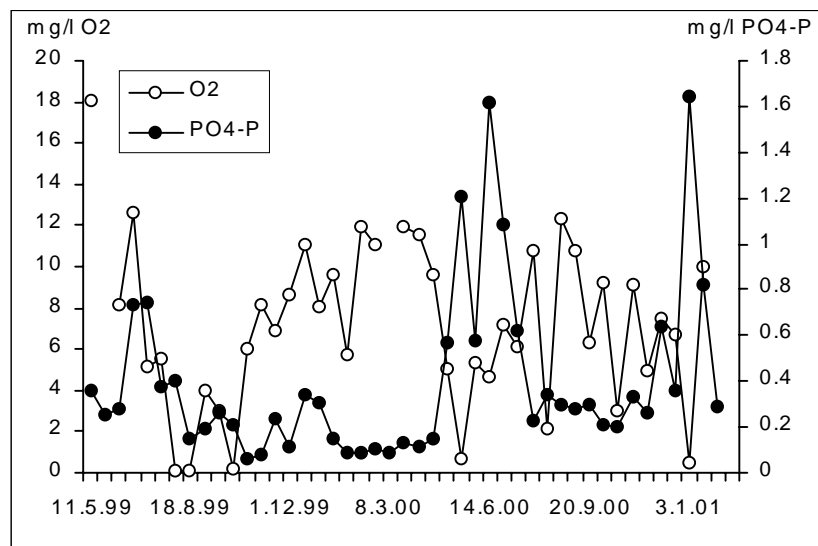
Nitrat ist nur in den Wintermonaten in geringer Konzentration im Überflutungswasser zu finden. Die sehr niedrigen Nitratgehalte sind entweder dadurch zu erklären, dass im Wasser vorhandenes Ammonium nicht nitrifiziert, oder dass Nitrat sofort wieder denitrifiziert wurde (gekoppelte Denitrifikation). Bei der Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat wird Sauerstoff verbraucht. Die Abnahme der Ammoniumkonzentrationen nach den Frühsommerpeaks war in beiden Jahren von Sauerstoffgehalten unter 1 mg/l begleitet, so dass es in diesem Zeitraum offensichtlich zu einer Nitrifikation mit anschließender Denitrifikation gekommen ist. Die leicht erhöhten Nitratwerte in den Wintermonaten sind zum einen auf einen leichten Nitrateintrag über den Waldbach und mit den Niederschlägen und zum anderen auf eine verminderte Denitrifikation infolge niedriger Wassertemperaturen zurückzuführen (vgl. Davidsson 1997).

Auch die Jahreszyklen der  $\text{PO}_4\text{-P}$  und der P-Gesamtkonzentration sind zum einen vor dem Hintergrund von limnologischen Phänomenen zu erklären. Hohe  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen traten im Frühsommer und Herbst 2000 jeweils im Anschluss an POC-Peaks auf, so dass auch hier eine Freisetzung des Phosphats beim Zusammenbruch von Algenblüten vermutet werden kann (vgl. „Klarwasserphase“ bei Lampert & Sommer 1999) (Abb. 50). Eine Regressionsanalyse des organisch gebundenen Kohlenstoffs mit dem „organischen Phosphor“ erbrachte wie beim organisch gebundenen Stickstoff hochsignifikante Beziehungen:  $\text{Porg/ TOC } r^2=0,65$ ,  $\text{Porg/ DOC } r^2=0,62$ ,  $\text{Porg/ POC } r^2= 0,49$  ( $p$  bei allen drei Regressionen  $<0,001$ ).



**Fig. 50:** Dynamik der POC und der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Westpolder von Mai 1999 bis Februar 2001.

Beim Phosphor spielen jedoch auch Sedimentations- und Rücklösungsprozesse eine bedeutende Rolle. Unter oxidischen Bedingungen bildet Phosphat mit dreiwertigem Eisen unlösliche Komplexe. Wenn reduzierende Bedingungen auftreten, wird das dreiwertige Eisen in zweiwertige Eisen reduziert, wobei Phosphat wieder freigesetzt wird. Dieser Prozess spielt sich vor allem im anoxischen Porenwasser des Sediments ab. Solange das Oberflächenwasser oxidiert ist, kommt es zwar im Porenwasser zu hohen Phosphatkonzentrationen, das Phosphat tritt jedoch nicht ins Überflutungswasser über, da an der Kontaktschicht zwischen anoxischem Sediment und oxischem Oberflächenwasser das mobile zweiwertige Eisen zu dreiwertigem Eisen oxidiert wird, welches wieder mit Phosphat unlösliche Komplexe bildet. Erst wenn auch im Oberflächenwasser reduzierende Bedingungen vorliegen, tritt Phosphat aus dem Porenwasser ins Oberflächenwasser über (z.B. Moore & Reddy 1994, Young & Ross 2001). Ein Vergleich der  $\text{PO}_4\text{-P}$ - und der Sauerstoffkonzentration im Westpolder zeigt, dass die hohen  $\text{PO}_4\text{-P}$  Werte (bis 1,6 mg/l) im Frühsommer und Frühwinter 2000 jeweils von sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser begleitet waren, so dass es unter reduzierenden Bedingungen möglicherweise zur Rücklösung von Phosphat aus dem Sediment ins Oberflächenwasser gekommen ist (Abb. 51). Die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen fallen in die Abbauphasen der Frühjahrs- und der Sommer/Herbst-Algenblüten in deren Folge Ammonium in hohen Konzentrationen im Wasser auftrat, das teilweise unter Sauerstoffverbrauch nitrifiziert wurden. Das Rücklösung aus dem Sediment im Westpolder eine bedeutende Rolle spielt, darauf deuten auch die für Gewässer ungewöhnlich niedrigen  $\text{PO}_4\text{-P}$  Gehalte im Winter und die hohen Gehalte im Frühsommer hin. Für Seen typisch sind hohe  $\text{PO}_4\text{-P}$  Gehalte im Winter bei geringer Phytoplanktondichte und nur schwache  $\text{PO}_4\text{-P}$  Peaks beim Abbau der organischen Biomasse im Sommerhalbjahr (Lampert & Sommer 1999).



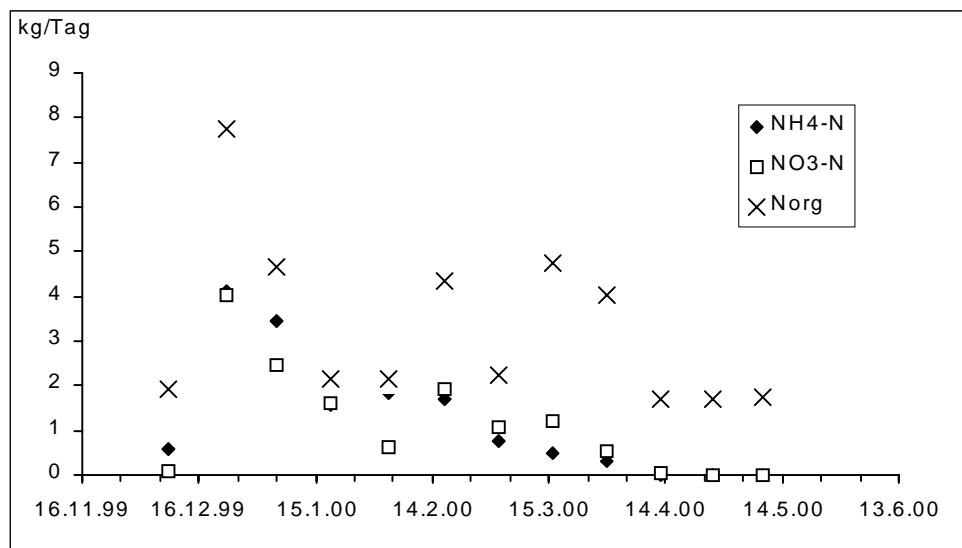
**Fig. 51:** Dynamik der Sauerstoff- und der PO<sub>4</sub>-P-Konzentration im Westpolder von Mai 1999 bis Februar 2001.

### *Stoffbilanzen Westpolder*

Da für die Bilanzierung einige Parameter nicht gemessen sondern nur geschätzt wurden (insbesondere Eintrag über das Grundwasser), wird ein Fehler von 10% angenommen. Auch bei dieser Fehlerspanne behalten aber die Aussagen ihre Gültigkeit. Insbesondere die Bilanz für den organisch gebundenen Stickstoff dürften sich kaum verändern, da für diese Berechnung alle bedeutenden Ein- und Austräge gemessen wurden.

Nicht berücksichtigt wurde der Eintrag von Stickstoff durch Stickstoff-Fixierende Bakterien. Burns & Hardy (1975) geben für Seen Stickstoff-Fixierungsraten zwischen 0,4 und 8 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> an, wobei in eutrophen Gewässern die höchsten Raten gemessen wurden. Bei den Austrägen wurden gasförmige Stickstoffverluste durch Denitrifikation nicht mit kalkuliert. Während bei hohen Wassertemperaturen in den Sommermonaten die Denitrifikation vermutlich ein sehr bedeutender Prozess im Westpolder ist, dürften sie bei den niedrigen Temperaturen im Abflusszeitraum (Dezember-Mai) nur eine geringe Rolle spielen.

Wenn man den Austrag über den Überlauf zeitlich darstellt, wird deutlich, dass hohe Austräge von Nitrat und Ammonium in den ersten Wochen nach den Starkregenereignissen Anfang Dezember 1999 stattgefunden haben, während im Spätwinter und Frühling auch bei hohen Wasserflüssen (z.B. im März 2000) die Fracht gering war (Abb. 52). Dies hängt mit den abnehmenden Konzentrationswerten dieser Stoffspezies im Verlauf des Winters zusammen. Die Konzentration des organisch gebundenen Stickstoffs blieb hingegen Mitte Dezember bis Ende März recht konstant, so dass die Austragsfracht von der abfließenden Wassermenge abhing.



**Fig. 52:** Täglicher Austrag von Ammonium, Nitrat und Norg aus dem Westpolder in kg/Tag während der Abflussphase 1.12.1999-10.5.2000.

Die Höhe der Nährstofffracht aus dem Westpolder dürfte von der abfließenden Wassermenge abhängen und jährlich stark schwanken. Das Berechnungsjahr Juni 1999 bis Mai 2000 war durch starke winterliche Niederschläge gekennzeichnet. Das noch nicht ganz beendete Abflussjahr Juni 2000 bis Mai 2001 weist dagegen (bisher) niedrigere Niederschläge auf, so dass der Abfluss aus dem Westpolder deutlich niedriger ist als im vergangenen Winter. Eine grobe Überschlagsrechnung (Austrag 3 l/s, Abflusszeitraum 190 Tage (1.11.2000-10.05.2001), Nges. 9 mg/l, Pges. 2mg/l) ergibt einen Austrag von etwa 18 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, ein Wert der nur etwa halb so hoch ist wie der Austrag 1999/2000 (37,4 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Bei Phosphor wird der Austrag aufgrund einer deutlich höheren Konzentration wieder bei etwa 3,9 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> liegen.

Für einen Vergleich des Austrags mit anderen Fließgewässern in Schleswig-Holstein wurde der Austrag bezogen auf das Einzugsgebiet (ca. 150 ha) berechnet. Der Gesamtaustrag muss mit 6,2 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> als niedrig eingestuft werden. Die Frachten schleswig-holsteinischer Fließgewässer, die in die Ostsee entwässern, lagen 1994 zwischen 8,8 (Schwentine) und 40,6 (Lippigau) kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Umweltbundesamt 1997) und aus dem gesamten schleswig-holsteinischen Ostsee-einzugsgebiet wurden im Mittel der Jahre 1976-1997 15,7 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> eingetragen.

Der Hauptnährstoffaustrag sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor erfolgt in organischer gebundener Form. Ob dieser Austrag zur Eutrophierung der Neuwöhrener Au und des Postsees beiträgt, hängt davon ab, in welcher Form der organische Stickstoff ausgetragen wird, ob er die Au und den Postsee überhaupt erreicht und wie die Bioverfügbarkeit (Abbaubarkeit der organischen Substanz durch Mikroorganismen) ist.

Da die genaue Zusammensetzung des organisch gebundenen Stickstoffs nicht genau bekannt ist (s.o.), können hier nur anhand von Hilfsparametern Vermutungen angestellt werden. Während der Austragsphase in den Wintermonaten dürfte der organisch gebundene Stickstoff vor allem in gelöster Form als DON vorliegen. Darauf deutet der sehr geringe Partikelgehalt im Überflutungswasser (POC 0-2 mg/l) hin, der den weitgehenden Abbau der Algenbiomasse bei niedrigen Wassertemperaturen indiziert (vgl. Schwoerbel 1999). Eine Sedimentation des organisch gebundenen Stickstoffs auf dem Weg durch den Mittelpolder (mit Sandfang und Überflutungsfläche im Winter 1999/2000) bis zum Schöpfwerk scheint daher von untergeordneter Bedeutung zu sein. Die Bioverfügbarkeit des DON hängt von seiner Zusammensetzung ab. Bakterienversuchen mit Flusswasser, das überwiegend autochthonen DON (u.a. Aminosäuren, Harnstoff) führte, zeigten eine Bioverfügbarkeit des DON zwischen 29 und 72%, während Flusswasser mit einem hohen Anteil an allochthonen DON (Huminstoffe aus Moorgebieten und Wäldern) nur Werte zwischen 8 und 14% aufwies (Stepanuskas et al. 2000). Da der DOC im Westpolder auch im Winterhalbjahr mit 20 bis 25 mg/l im Vergleich zu anderen Gewässern hoch war, dürften auch hier Huminstoffe einen hohen Anteil am DON ausmachen, so dass eher von einer geringen Bioverfügbarkeit ausgegangen werden muss.

Um die Zusammensetzung des organisch gebundenen Stickstoffs in Zukunft besser zu ergründen, sollen 2001 Messungen der Absorption (Hinweis auf den Huminstoffanteil) und des DON im Überflutungswasser des Westpolders durchgeführt werden.

Ein Vergleich mit der Nährstoffbilanz ähnlicher Feuchtgebiete ist schwierig, weil es zwar zahlreiche Untersuchungen an Feuchtgebieten gibt, die zur Reinigung von stark Nährstoffbelasteten Wässern errichtet worden sind („constructed wetlands“) (z.B. Vymazal et al. 1998, Trepel & Opitz 2000), es aber kaum Untersuchungen an überfluteten Niedermooren gibt, die nur eine geringe Zuflussbelastung haben. Zum anderen besitzen die untersuchten Systeme meist einen fast vollständigen Pflanzenbewuchs z.B. mit Schilf oder Rohrkolben und bestehen nicht wie der Westpolder vor allem aus einer großen Flachwasserzone.

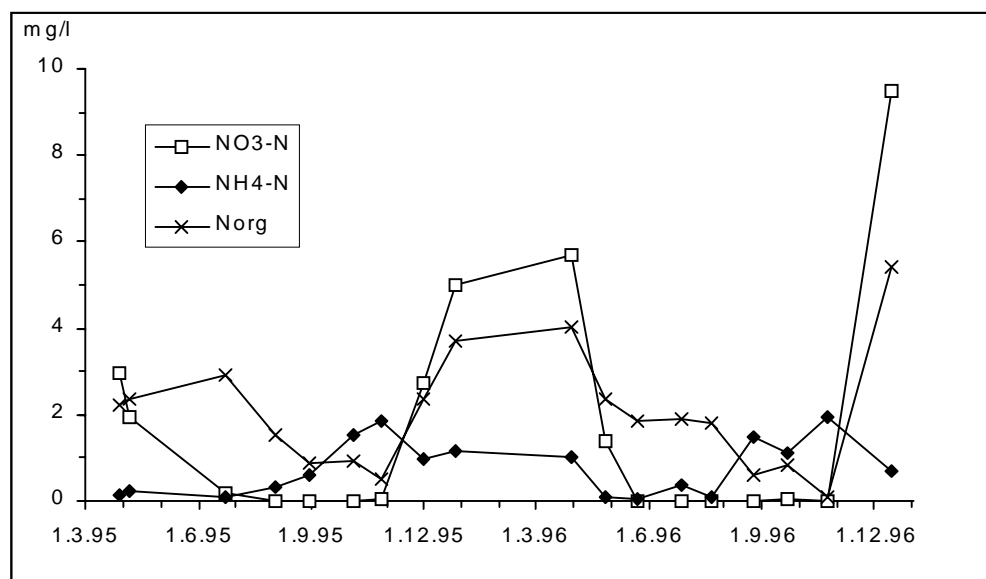
Bei der Passage durch Feuchtgebiete wird die Nitratfracht im allgemein sehr gut durch Denitrifikation und Pflanzenaufnahme verringert. Geringe Retentionsraten treten bei Nitrat vor allem im Winter auf, wenn die Pflanzenaufnahme ausfällt und die Denitrifikationstätigkeit der Mikroorganismen infolge geringer Temperaturen eingeschränkt ist. Auch im Westpolder wurde Nitrat nur in den Wintermonaten in geringen Konzentrationen nachgewiesen, so dass das Denitrifikationsvermögen insbesondere im Sommerhalbjahr offensichtlich hoch ist. Auch nach Laboruntersuchungen mit Torfen aus dem Westpolder wird der Fläche ein hohes Denitrifikationspotenzial zugewiesen (Davidsson et al. 2000).

Lenz & Wild (2000) untersuchten drei flach überstaute Niedermoorflächen, die mit Rohrkolben bepflanzt waren und nährstoffbelastetes Wasser (bis 18 mg/l Norg, 9 mg/l NO<sub>3</sub>-N, bis 1 mg/l PO<sub>4</sub>-P) über einen Graben erhielten. Zwei der drei Versuchsflächen wirkten in den beiden Versuchsjahren als Stickstoffsenke, aus einer Fläche wurde hingegen sowohl Ammonium als auch Norg ausgebracht, so dass diese Fläche bei einer geringen Nitratreduktion im zweiten Versuchsjahr als Quelle fungierte. Entscheidend für die Gesamtreduktionsleistung war der Abbau des organischen Stickstoffs. Dabei vermuten die Autoren, dass es eine Untergrenze für die Konzentration des organischen Stickstoffs gibt, die als Grundlast im Wasser verbleibt, da dieser Norg offensichtlich so stark gebunden ist, dass es nicht bioverfügbar ist. Kadlec & Knight (1996) geben als Grundlast 1,5 mg/l an. Eine Reduktion von organischer Substanz wurde vor allem im Winter festgestellt, während im Sommer mehr organischer Stickstoff die Flächen verlassen hat als im Zulauf gemessen wurde. Nitrat wurde im Sommer bei geringen Zuflusskonzentrationen fast vollständig aus dem Wasser entfernt, im Winter kam es hingegen bei deutlich höheren Zuflusskonzentrationen nur zu einem Teilabbau. Insgesamt wurde für die drei Flächen Bilanzen für Gesamtstickstoff zwischen -20 und +558 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> berechnet (zum Vergleich Westpolder -11,7 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Für Phosphor wirkten ebenfalls zwei Versuchsflächen als Senke, eine jedoch als Quelle mit -2 bzw. -4 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (zum Vergleich Westpolder -3,16 kg P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Der Phosphorausstrag wird auf Rücklösung durch niedrige Redoxpotentiale zurückgeführt.

#### *Bewertung der Wiedervernässung im Westpolder im Hinblick auf das Ziel Nährstoffrückhalt*

Vor der Wiedervernässung wurde der Westpolder etwa 40 Jahre lang als Grünland genutzt. Der Polder war durch Gräben entwässert und die Flächen wurden gedüngt. Insgesamt dürfte die Situation vor der Vernässung hydrologisch und vermutlich auch nährstoffökologisch den heutigen Verhältnisse im noch nicht wiedervernässten Mittelpolder entsprechen. Unter diesen Randbedingungen wird es zur Mineralisation der Torfe und zu einem Nitrataustrag mit dem Grabenwasser gekommen sein. Leider liegen aus der Zeit vor der Wiedervernässung kaum Daten vor, die die Höhe des Austrags vor dem Anstau dokumentieren. Anhaltspunkte liefert eine einjährige Untersuchung von Nowok (unveröff.) aus den Jahren 1995-1996. Messungen der Nährstoffkonzentrationen im ehemaligen Hauptentwässerungsgraben im Westpolder etwa an der Stelle, wo heute das Stauwehr steht, zeigen, dass in den Wintermonaten die Nitrat-N-Konzentrationen bis zu 5,8 mg/l (März 1996) bzw. 9 mg/l (Dezember 1996) erreichten (Abb. 53). In den Sommermonaten lagen die Nitratkonzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze. Auch Ammonium erreichte unter den entwässerten Bedingungen Werte von 2 mg/l NH<sub>4</sub>-N in den Herbstmonaten 1995 und 1996. Die Norg-Werte lagen bei maximal 5 mg/l im Dezember 1996. Leider liegen keine verwertbaren Abflussmessungen vor, da der Untersuchungszeitraum durch außergewöhnlich niedrige Niederschläge gekennzeichnet war, so dass Frachten nicht berechnet werden können. Insgesamt zeigen die erhöhten Nitratkonzentrationen aber, dass es im Westpolder vor der Vernässung zu starker Mineralisation mit verstärktem Nitrataustrag gekommen ist. Nach Simulationsrechnungen mit dem Modellsystem WASMOD wurden aus der Pohnsdorfer Stauung auf mittel-intensiven Weideflächen, wie sie im West-

polder vor der Wiedervernässung vorhanden waren, im Zeitraum Oktober 1988 bis September 1997 im Mittel  $11,9 \pm 12,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  mit dem Sickerwasser ausgetragen (Trepel 2000).



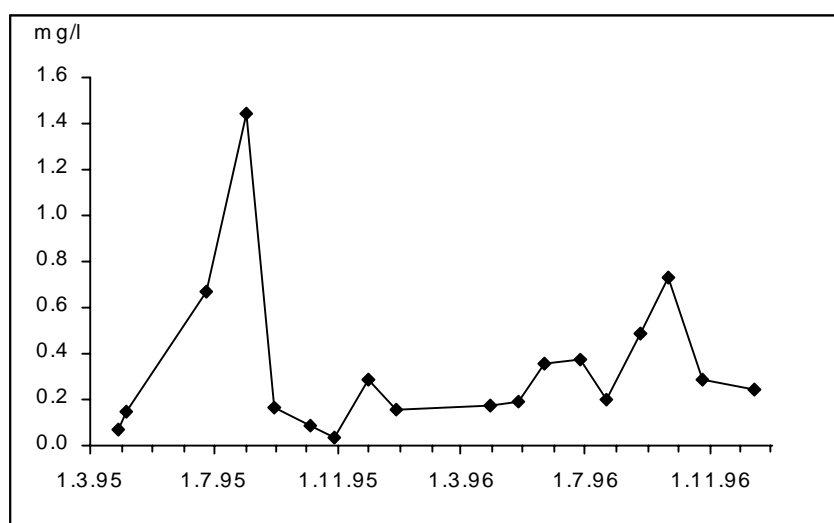
**Fig. 53:** Dynamik der Stickstoffkonzentrationen im Westpolder (Hauptentwässerungsgraben) vor der Wiedervernässung von März 1995 bis Dezember 1996 (Daten: Nowok unveröff.).

Ein Vergleich mit den Untersuchungen 1999-2001 zeigt, dass Nitrat nur noch in geringer Konzentration im Westpolder festgestellt wurde, und dass der Polder eine Senkenfunktion für diese Stickstoffspezies hat. Damit ist das Ziel einer Verringerung des Nitrataustrages durch die Wiedervernässung erreicht worden. Dafür dürften nach dem Anstau die Austräge an organisch gebundenem Stickstoff höher liegen als vor dem Anstau. Ohne Frachtberechnungen sind weitere Aussagen allerdings nicht möglich. Dieses Beispiel zeigt, dass zur Beurteilung von Wiedervernässungsmaßnahmen in Hinblick auf die Ziele der Nährstoffreduzierung vor Umsetzung von Maßnahmen detaillierte Analysen erfolgen müssen.

Den Zielen der Wiedervernässung entgegengesetzt ist die Quellenfunktion des Polders für Gesamtstickstoff, die vor allem aus dem hohen Austrag an organisch gebundenem Stickstoff resultiert. Auch bei Untersuchungen auf periodisch gefluteten und wieder trockenfallenden „Wässerwiesen“ auf Niedermoorstandorten in Südschweden (Leonardson et al. 1994) wurde ein Austrag von organisch gebundenem Stickstoff sowie Ammonium festgestellt. In dem Gebiet fand trotzdem eine Verringerung der Gesamtstickstoffkonzentration statt, da das zufließende Wasser eine hohe Nitratladung von  $225 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ( $4,0 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ ) hatte und das Nitrat beim Durchfließen der Wasserwiese vollständig denitrifiziert sowie von Pflanzen aufgenommen wurde. Auch in zahlreichen anderen Untersuchungen von Feuchtgebieten (insbesondere Niedermoorgebieten) wird von einer hohen Gesamtstickstoffretention berichtet, die auf eine hohe Nitratreduktion zurückzuführen ist, während bei organisch gebundenem Stick-

stoff und zum Teil auch bei Ammonium die Austräge höher als die Einträge sind (z.B. Kovacic et al. 2000). Leonardson et al. (1994) machen für die hohen Austräge an organisch gebundenem Stickstoff und Ammonium eine Mineralisation der Torfe während der Trockenphasen verantwortlich. Auch im Westpolder ist daher eine Mineralisation der Torfe bei niedrigen Wasserständen im Sommer vermutlich für die hohen Ammoniumkonzentrationen im Spätsommer und Herbst mitverantwortlich. Untersuchungen in Dänemark an kontinuierlich gefluteten „Feuchtwiesen“ zeigen hingegen nicht die hohen Austräge an Norg und Ammonium, da es hier durch eine dauerhafte Wassersättigung nicht zur verstärkten oxidativen Mineralisation der Torfe gekommen ist (Ambus & Hoffmann 1990). Eine Aufnahme und dauerhafte Festlegung (Torfbildung) von Stickstoff in organischer Substanz durch höhere Pflanzen findet im Westpolder zur Zeit nicht statt, da die Wasserfläche (noch) nicht von Schilf oder Seggen besiedelt ist. Die Aufnahme von Stickstoff durch Phytoplankton ist nur von kurzer Dauer und da das Phytoplankton leicht biologisch abbaubar ist, wird bei der Zersetzung Stickstoff wieder freigesetzt.

Ein grober Vergleich der P-Austräge vor und nach der Wiedervernässung des Westpolders ist anhand von Messungen der P-Gesamtkonzentrationen aus den Jahren 1995 und 1996 möglich (Nowok unveröff.). Leider liegen keine Angaben zu  $\text{PO}_4\text{-P}$  vor, so dass eine Interpretation der Werte kaum möglich ist. Vor der Vernässung wurden im Entwässerungsgraben hohe Werte von bis zu 1,5 mg/l in den Sommermonaten gemessen, während im Winter die Werte meist deutlich unter 0,2 mg/l P lagen (Abb. 54). Aktuell zeigt die P-Gesamtkonzentrationen einen ähnlichen Jahresgang, allerdings liegen die Konzentrationen im Polder deutlich höher mit Maximalwerten zwischen 4 und 6 mg/l P und mittleren Sommerwerten zwischen 2 und 3 mg/l. Während der Abflussphase im Winter sinken die Konzentrationen auch aktuell auf Werte unter 0,5 mg/l (1999/2000) ab.



**Fig. 54:** Dynamik der P-Gesamt-Konzentration im Westpolder (Hauptentwässerungsgraben) vor der Wiedervernässung von März 1995 bis Dezember 1996 (Daten Nowok unveröff.).



Die erhöhten P-Konzentrationen nach der Vernässung sind vermutlich auf eine Remobilisierung von Phosphatvorräten aus den Torfen zurückzuführen. Eine Untersuchung zu den Phosphatpools in der Pohnsdorfer Stauung vor der Vernässung (Kasten 1996) weisen für die Niedermoortorfe im Westpolder ( $<100$  mg  $\text{PO}_4\text{-P/kg}$  Boden) im Vergleich zu den benachbarten Mineralböden ( $>180$  mg  $\text{PO}_4\text{-P/kg}$  Boden) geringe Gehalte an labilem Phosphat im Oberboden auf. Sie berechnet einen Austrag bei Überstauung auf 21,05 NN von  $1,8$  kg  $\text{PO}_4\text{-P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  für die gesamte Stauung und schätzt die Phosphatkonzentration im Überstauwasser auf  $0,3$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Der aktuelle Median der Phosphatkonzentration im Überflutungswasser liegt bei  $0,29 \pm 0,22$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Diese Konzentration nimmt Kasten (1996) allerdings nur für die erste Phase der Überstauung an, und vermutet nach einiger Zeit durch Einstellung eines Gleichgewichtes zwischen Boden und Überstauwasser abnehmende Werte. Limnische Phänomene berücksichtigt sie nicht. Sie geht von einem geringen Eutrophierungsrisiko der Neuwührener Au und des Postsees aus, da die Fracht aus der Pohnsdorfer Stauung nur einen Bruchteil an der Gesamtfracht aus dem Gesamteinzugsgebiet ausmacht (vgl. Nowok et al. 1996 für das Einzugsgebiet der Alten Schwentine).

Eine Verringerung des Phosphataustrages aus dem Westpolder ist nur durch eine Festlegung des Phosphors möglich, da im Gegensatz zum Stickstoff beim Phosphor keine gasförmigen Verluste auftreten. Eine Sedimentation und Festlegung kann nur durch eine flächendeckende, torfbildende Vegetation im Westpolder erreicht werden (vgl. Richardson 1985, Vymazal et al 1998).

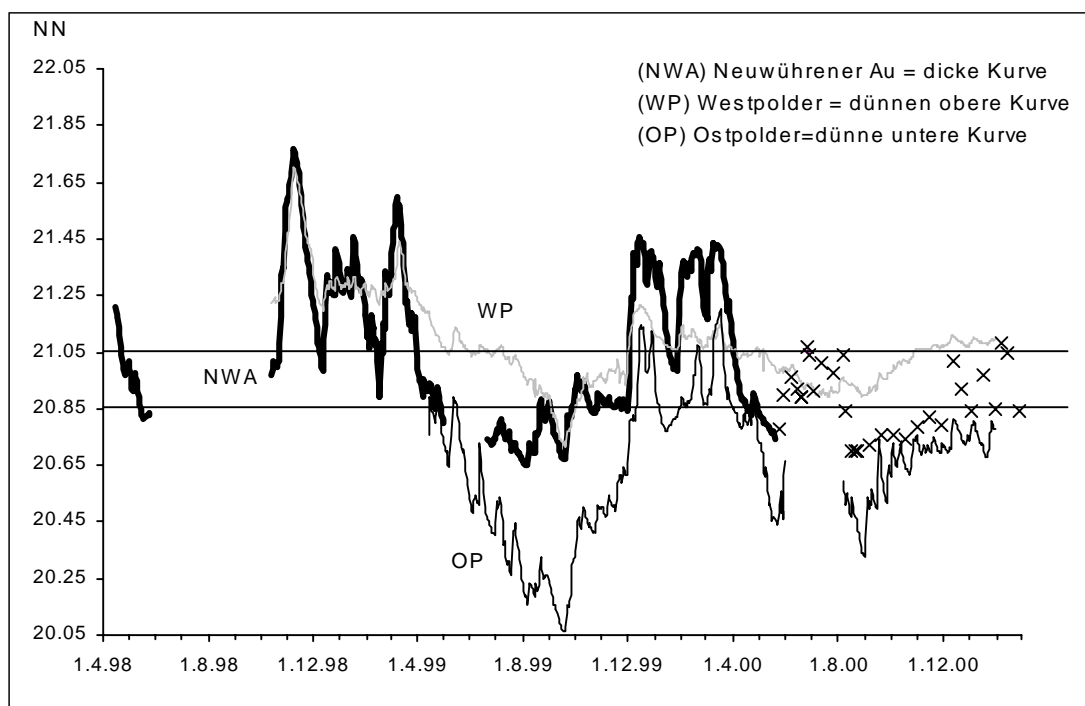
### **3.2.2 Zusammenfassende Bewertung der Wiedervernässung in der Pohnsdorfer Stauung in Hinblick auf die Nährstoffretention und Möglichkeiten zur Effizienzerhöhung**

In der Pohnsdorfer Stauung sind von der Schrobach-Stiftung in den vergangenen 5 Jahren Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt worden mit dem Ziel, Lebensraum für bedrohte Feuchtgebietsarten zu schaffen und durch einen möglichst hohen Wasserstand den Nährstoffaustrag bedingt durch die Mineralisation der Torfe zu stoppen (Wiebe mündl.). An dieser Stelle wird nur auf die Hydrologie und den Nährstoffhaushalt eingegangen.

#### *Hydrologie*

Durch den Grabenanstau im Westpolder und die Anhebung des Einschaltpegels im Schöpfwerk sind im West- und Ostpolder wie angestrebt zwei Flachwasserseen entstanden. Im Westpolder kommt es jedoch in niederschlagsarmen Phasen zu stark absinkenden Wasserständen, und auch im Ostpolder fällt der Grundwasserspiegel in trockenen Sommern insbesondere im westlichen Teil bis auf  $80$  cm unter Flur (1999) ab. Die zeitweise niedrigen Wasserstände zeigen, dass eine dauerhafte Wiedervernässung mit den bisher durchgeführten Maßnahmen noch nicht erreicht worden ist.

Die niedrigen Wasserstände sind darauf zurückzuführen, dass insbesondere der Westpolder offensichtlich vor allem durch Niederschläge gespeist wird, während im Ostpolder im Norden und Osten auch quellige Bereiche zu finden sind. Die sinkenden Wasserstände im Sommerhalbjahr werden durch eine verstärkte Transpiration der Pflanzen und eine starke Verdunstung von der Wasseroberfläche verursacht. Eine weitere Anhebung der Wasserstände im Sommerhalbjahr ist nur durch einen noch höheren Einstau bei winterlichen Hochwasserphasen oder durch die Erschließung neuer Wasserzuflüsse zu erreichen. Eine Einleitung der Neuwührener Au in den Ost- und Mittelpolder ist aufgrund der örtlichen Gegebenheiten möglich (Abb. 55) und wird zur Zeit von der Schrobach-Stiftung und dem STUA Kiel geprüft.



**Fig. 55:** Wasserstandsdynamik in der Neuwührener Au, im Westpolder (Oberflächenwasser) und im Ostpolder (Bodenwasser). Die Pegel im Westpolder und in der Neuwührener Au sind vom STUA Kiel einnivelliert worden. Die Linien geben die Stauhöhe im Westpolder (21.05 NN) und die Geländeoberfläche im Ostpolder am Standort der Grundwasserröhre (20.85 NN) an.

Generell zeigen die Untersuchungen in der Pohnsdorfer Stauung, dass ein Einstau von Niederschlagswasser in Niedermoorsenken im Winterhalbjahr technisch leicht durchführbar ist und zu einer Überflutung von Niedermoorflächen führt. Ein ganzjährig hoher Wasserstand ist jedoch nur bei einer gleichmäßigen Wassernachlieferung durch starken Grundwasserzufluss oder Einleitung eines ganzjährig fließenden Gewässers möglich ist, während in überwiegend vom Niederschlag gespeisten Gebieten aufgrund starker Transpirationsverluste der Wasserstand im Sommerhalbjahr deutlich unter Flur sinkt.

### *Nährstoffhaushalt*

Die entwässerte und landwirtschaftlich genutzte Pohnsdorfer Stauung dürfte infolge Mineralisation der Torfe eine starke Quellenfunktion für Nitrat gehabt haben, worauf Wasserprobenanalysen aus den Jahren 1995-1996 (Nowok unveröff.) und Modellierungsergebnisse hindeuten (Trepel 2000). Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass auch heute noch in den Wintermonaten kurzfristig leicht erhöhte Nitratkonzentrationen im Wasser vor dem Schöpfwerk zu finden sind, so dass zwar vermutlich eine deutliche Verringerung der Nitrat austräge stattgefunden hat, das Ziel einer vollständigen Unterbindung von Nitrat austrägen aus der Stauung jedoch noch nicht erreicht ist.

Eine differenzierte Betrachtung der einzelnen Flächen zeigt folgendes Bild. Im Westpolder ist die Mineralisation mit Nitratfreisetzung durch die Überflutung weitgehend gestoppt worden. Bei niedrigen Wasserständen in den oberen Bodenhorizonten gebildetes Nitrat wird hier bei der Passage durch den Polder weitgehend denitrifiziert. Nur im Winterhalbjahr ist bei niedrigen Temperaturen das Denitrifikationsvermögen gering. Hohe Nitratkonzentrationen wurden dagegen im noch nicht vernässten Mittelpolder in den oberen Bodenschichten festgestellt. Dieses Nitrat wird vermutlich bei starken Regenfällen ausgewaschen, so dass der Mittelpolder auch aktuell noch als Nitratquelle fungiert. Im Ostpolder wurden im Vergleich zum West- und Mittelpolder mittlere Nitratkonzentrationen im Bodenwasser in den oberen Bodenhorizonten festgestellt. Da zumindest im westlichen Bereich des Ostpolder die Wasserstände in niederschlagsarmen Sommermonaten weiterhin stark absinken, ist auch aktuell mit einem leichten Nitrat austrag durch Mineralisation aus dem Ostpolder zu rechnen. Weitere Nitratquellen sind die mineralischen Einzugsgebiete des Schöpfwerkes.

Um den Nitrat austrag weiter zu drosseln ist vor allem im noch nicht vernässten Mittelpolder eine Erhöhung des Wasserstandes durch Einleitung der Neuwührener Au anzustreben. Dadurch wird einerseits die Mineralisation auf der Niedermoorfläche gestoppt, zum anderen kann Nitrat aus dem mineralischen Einzugsgebiet südöstlich des Klosterforstes, das über eine Rohrleitung in den Mittelpolder zufließt, im Mittelpolder denitrifiziert werden. Auch ein ganzjährig flurnaher Wasserstand im Ostpolder durch Einleitung der Au dürfte die noch vorhandene Mineralisation in den oberen Bodenhorizonten weiter verringern.

Wenn die Neuwührener Au und die Niedermoorflächen wieder eine hydrologische Einheit bilden, kann das Retentionsvermögen der Pohnsdorfer Stauung zur Verringerung der Nährstoffbelastung der Au beitragen. Hohe Nitratkonzentrationen und hohe Wasserstände treten in der Au nach starken Niederschlägen zu Beginn des Winters auf. Dieser erste Nitratschwall wird in die Polder gespült und kann im Laufe des Winters denitrifiziert werden.

Problematisch ist der vor allem im Westpolder festgestellte hohe Austrag an organisch gebundenem Stickstoff und Phosphor. Generell ist bei einem Überstau von einer Umwandlung von mineralischen Nährstoffen in organisch gebundene Formen auszugehen. Auch mit einer

erhöhten Ammoniumkonzentration im Überstauwasser ist bei anhaltender Mineralisation in Trockenphasen zu rechnen. Weiterhin ist der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Austrag nicht mit den Zielen der Nährstoffretention vereinbar.

Für einen effektiveren Nährstoffrückhalt in flach überfluteten Niedermooren ergeben sich daher folgende Optionen:

- Zur Verhinderung der Mineralisation der Torfe in Trockenperioden muss ein möglichst gleichmäßiger Wasserstand in den Poldern vorhanden sein. Eine kontinuierliche Wassernachlieferung ist in Gebieten, die kaum über das Grundwasser gespeist werden jedoch schwierig (s.o.). In der Pohnsdorfer Stauung bietet sich jedoch die Einleitung der Neuwührener Au in die Polder an.
- Für eine effektive Pflanzenaufnahme und Festlegung (Torfbildung) der Nährstoffe müsste der Westpolder einen flächendeckenden Pflanzenbestand von torfbildender Vegetation (z.B. Schilfröhrichte oder Seggenrieder) aufweisen. Auch die Sedimentation von Partikeln, als bedeutender Mechanismus zur Verringerung der P und Norg Konzentration (Vymazel et al. 1998, Davidsson et al. 2000), wird durch den Pflanzenbewuchs begünstigt. Zur Zeit beginnt im Westpolder eine Verlandung von den Rändern her. Schilf ist an zwei Stellen bereits vorhanden und wird sich in Zukunft über Rhizome ausbreiten. An anderen Stellen beginnt die Verlandung mit Rohrkolbenbeständen und Schlammbesiedlern z.B. Nickender Zweizahn (*Bidens cernua*), die jedoch nicht torfbildend sind. Eine Verlandung des Westpolders steht in Konflikt mit anderen Zielen des Naturschutzes im Gebiet. Eine Vegetationsbedeckung würde z.B die Lebensraumbedingungen für einige zur Zeit im Gebiet rastende Watvogelarten und Enten verschlechtern. Andererseits würden sich verstärkt z.B. schilfbewohnende Arten ausbreiten. Eine Möglichkeit die Verlandung zu verlangsamen ist die Beweidung der Uferbereiche, vollständig verhindern wird sich diese Entwicklung jedoch vermutlich nicht. Vor diesen naturschutzfachlichen Zielkonflikten ist die weitere Entwicklung des Westpolders zu diskutieren.

#### 4 Zusammenfassung

In den beiden Modellgebieten zum geplanten Niedermoorprogramm (Eidertal und Pohnsdorfer Stauung) wurden von Mai 1999 bis Februar 2001 ökohydrologische Untersuchungen durchgeführt. Der theoretische Hintergrund für das Arbeitsprogramm ist das Pfad-Transformations-Konzept, das im Teilbericht 1 ausführlich dargestellt wird.

An unterschiedlich genutzten und entwässerten Niedermoorstandorten wurden hydrologische und hydrochemische Untersuchungen im Bodenwasser sowie im Oberflächenwasser durchgeführt und Frachten quantifiziert. Ziel der Untersuchung war:

- die hydrochemische Charakterisierung der für die beiden Niedermoorgebiete spezifischen Eintrags- und Austragspfade,
- eine Analyse der Transformationsprozesse,
- die Quantifizierung der Retentionsleistung,
- die Auswahl sensibler Flächen sowie geeigneten Maßnahmen in Hinblick auf die Nährstoffretention.

In der **Pohnsdorfer Stauung** bei Preetz lag der Schwerpunkt auf der Effektivitätsprüfung bereits umgesetzter Wiedervernässungsmaßnahmen. Um die Nährstoffausträge infolge starker Torfmineralisation zu reduzieren, wurden mehrere Flächen flach überstaut. Die Ergebnisse im Westpolder zeigen, dass durch den Überstau:

- Nitrat nur in den Wintermonaten in geringen Konzentrationen auftrat
- im Überstauwasser organisch gebundenen Nährstoffe eine bedeutende Rolle spielen und zeitweise in hohen Konzentrationen vorliegen.

Eine Gegenüberstellung der Ein- und Austräge im Zeitraum 1.6.99-31.5.2000 erbrachte

- für Nitrat- und Ammonium eine positive
- für organisch gebundenen Stickstoff eine negative,
- für Phosphor eine negative Bilanz,

so dass der Polder insgesamt eine leichte Stoffquelle war.

Die Nährstoffdynamik und -bilanzen werden unter verschiedenen Gesichtspunkten diskutiert. Wichtige Faktoren sind:

- die jahrzehntelange Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung der Fläche mit Nährstoffanreicherung und z.T. irreversiblen Veränderungen des Torfkörpers,
- die Mobilisierungseffekte zu Beginn der Umstellung eines semiterrestrischen auf ein limnisches System,
- die Wasserstandsschwankungen im Polder in Abhängigkeit vom Niederschlag
- die fehlende Nährstofffestlegung durch Röhricht- und Sumpfpflanzen (Torfbildung).

Als Schlussfolgerung wird für die Pohnsdorfer Stauung eine enge Verzahnung zwischen Niedermoorflächen und Fließgewässer (Neuwührener Au) gefordert. Dadurch wird die Wasserführung in der Stauung einheitlicher und noch nicht vernässte Bereiche werden überflutet. Durch die Ausnutzung des Denitrifikationspotenzials der Niedermoorflächen kann die Pohnsdorfer Stauung zur Verringerung der Nitratfracht in der Neuwührener Au beitragen.

Im oberen **Eidertal** zwischen Schmalstede und Flintbek stand die Untersuchung lateraler Wasserzuflüsse und der Fließgewässerdynamik im Vordergrund. Die hydrochemische Analyse der Wasserpfade kam zu dem Ergebnis:

- ein bedeutender Eintragspfad für Nitrat ist das junge, oxische Grundwasser, das Nitrat aus dem landwirtschaftlich genutzten, mineralischen Einzugsgebiet in den Talraum führt,
- mit dem an vielen Stellen im Eidertal anströmenden alten, anoxischen Grundwasser werden kaum Nährstoffe eingetragen,
- Nitratausträge aus dem Moorkörper über Dränagen treten nur nach längeren Trockenperioden mit stark absinkenden Wasserständen auf,
- aus gedränten Moorflächen kommt es zu einem Ammonium- und Phosphateintrag ins Fließgewässer,
- eine Phosphatrücklösung aus dem Moorkörper bei periodischen Überflutungen ist nicht zu erwarten, da für eine Rücklösung reduzierende Bedingungen im Überflutungswasser vorhanden sein müssen, das Eiderwasser jedoch hohe Sauerstoffgehalte aufweist.

Zur Verringerung der Nährstoffeinträge wird vorgeschlagen:

- ein Pufferzonenmanagement im Übergangsbereich Mineralboden-Torfkörper zur Verringerung lateraler Nitrateinträge (Verfüllung von Gräben zur Schaffung günstiger Bedingungen für die Denitrifikation),
- ein Rückbau der noch vorhandenen Dränagen und Gräben.

Eine Gesamtbilanz der Nährstoffeinträge über die Eider und aus dem Talraum zeigt, dass die Eider mit einer deutlichen Vorbelastung in den Talraum eintritt. Im Talraum des Projektgebietes sind die Einträge vergleichsweise gering, da das Eidertal nur noch an wenigen Stellen intensiver landwirtschaftlich genutzt wird und in vielen Bereichen auf den mineralischen Hängen Wälder stocken. Daher müssen Maßnahmen zur Verringerung der Nährstofffracht in der Eider auch im Fließgewässer selbst einsetzen. Eine geeignete Maßnahme ist die Einstellung der Krautmahd, so dass es zu höheren Sommerwasserständen mit Überflutungen (Sedimentation) und eine veringerte Fließgeschwindigkeit (Denitrifikation) kommt.

Die Ergebnisse des Teilprojektes 2 bilden eine Grundlage für die Kalibrierung und Verifikation der Matrixberechnungen im Rahmen des Pfad-Transformations-Konzeptes. Die Untersuchungen im Teilprojekt 1 zeigen, dass mit dem Matrixansatz für quasi-stationäre Verhältnisse die Stoffretention in Feuchtgebieten quantifiziert werden kann. Für eine umfassende Beurteilung der Effektivität von Vernässungsmaßnahmen in Hinblick auf unterschiedliche Stoffspezies, die jahreszeitliche Dynamik der Stoffkonzentrationen, die mittelfristige Entwicklung der Nährstoffpools (Anfangseffekte) und die Wechselwirkungen mit biotischen und abiotischen Faktoren sind jedoch ökohydrologische Freilanduntersuchungen von entscheidender Bedeutung. Daher soll 2001 ein Konzept für ein Monitoringprogramm zur Effektivitätskontrolle im Rahmen des Niedermoorprogramms erarbeitet werden.

## 5 Literatur

- Van der Aa, M., Trepel, M., van Gaans, P.F.M. Bleuten, W. Kluge, W. (2001): Modelling water flow and fluxes of a valley mire for use in restoration. *Landnutzung und Landentwicklung* 42: 72-78.
- Abbt-Braun, G. (1993): Praktische Aspekte von Huminstoffen. In *Wasserchemie für Ingenieure*. DVWG Oldenbourg.
- Ambus, P. & Hoffmann, C.C. (1990): Kvaelstofomsaetning og stofbalance o anaere område. NPO research from Danish Envir. Protec. Agency C13 68 S.
- Behrendt, A., Mundel, G. & Hölzel, D. (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. *Z. Kulturtechn. Landentw.* 35: 200-208.
- Davidsson, T. (1997): Nitrogen transformations in wetlands: Effects of water flow patterns. Phd-thesis University Lund.
- Davidsson, T.E., Schrautzer, J. & M. Trepel (2000): Denitrification in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). WET Collection of papers 23-40.
- DVWK (1995): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK Merkblätter, Bonn.
- Hoffmann, C.C. (1998): Nutrient retention in wet meadows and fens. PHD thesis, National Environ. Research Institute. Silkeborg.
- Jelinek, S. (1999): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökol. CAU Kiel. 29:1-172.
- Jensen, K., Granke, O., Hoppe, B., Kieckbusch, J., Trepel, M. & Leiner, U. (2001): Weidelandchaft Eidertal – Naturschutz durch extensive Beweidung und Wiedervernässung. *Petermanns Geogr. Mittl.* 145: 38-49.
- Jirjahn, B. (2000): Wasserqualität der Eider im Gebiet zwischen Bothkamper See und Schmalstede. Praktikumsbericht Ökologie-Zentrum Universität Kiel, 22 S.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996): *Treatment wetlands*. CRC Press-Lewis Publishers, New York.
- Kasten, S. (1996): Phosphatfraktionen in der Pohnsdorfer Stauung und Auswirkungen einer Wiedervernässung auf die Phosphatmobilität. Diplomarbeit Universität Kiel, 66 S.
- Kovacic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Starks, K.M. & Cooke, R.A. (2000): Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. *J. Environ. Qual.* 29:1262-1274.
- Lampert, W. & U. Sommer (1999): *Limnökologie*, Stuttgart.
- LAWAKÜ (1995): Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in SH 1985-1994. Kiel 66 S.
- Lenz, A. & U. Wild (2000): Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktion bei der Vernässung von Grundwassermooren. *Wasser und Boden* 52: 4-8.
- Leonardson, L., Bengtsson, L., Davidsson, T., Persson, T., & Emanuelsson, U., (1994): Nitrogen retention in artificially flooded meadows. *Ambio* 23: 332-341.
- Moore, P.A. & K.R. Reddy (1994). Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okechobee, Florida. *J. Environ. Qual.* 23: 955-964.
- Novok, C, Naujokat, D & Schernewski, G. (1996): Das Quellgebiet der alten Schwentine: Nährstoffbilanzen und Bedeutung für die Bornhöveder Seenkette. *EcoSys*.
- Olde Venterink, H., Davidsson, T.E., Kiel, K. & L. Leonardson (2000): Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. WET Collection of papers 55-70.
- Palmeri, L. & M. Trepel (2000): A GIS based score system for Siting and Sizing of (re)constructed wetlands. WET Collection of papers: 395-422.
- Rixen, C. (1998): Quantifizierung der durch Vernässung mobilisierbaren Phosphorvorräte in unterschiedlich genutzten Niedermoorböden. Gutachten im Auftrag des LANU-SH, Ökologie-Zentrum Universität Kiel, 31 S.
- Ruville-Jackelen, F. von (1996): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. *Mitt. Landschaftsökol. Forschungsstelle Bremen* 17: 1-252.
- Schwoerbel, J. (1999): *Einführung in die Limnologie*. Stuttgart.
- Stephanaukas, R. Jörgensen, N.O.G. Eigaard, O.R, Zvikas, A. Tranvik, L.J. & L. Leonardson (2000): Riverine input of nitrogen and phosphorus during summer-bioavailability and possible contribution to phytoplankton nutrition in the Baltic Sea. WET Collection of papers: 83-110.
- Trepel, M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. *EcoSys Suppl.* 29: 1-140.
- Trepel, M. Bode, M. Reiche, E.-W. & Schrautzer, J. (1999): Bedeutung von Nährstoffausträgen aus Niedermooeren und Strategien ihrer Vermeidung. Ökologie-Zentrum Kiel; LAWA-Vorhaben K 5.64.
- Trepel, M. & S. Opitz (editors) (2000): *Guidelines for wetland Monitoring, Designing and Modelling*. *EcoSys* 8 1-139.
- Trepel, M. & Kieckbusch, J. (2000): Zwischenbericht zur Begleitforschung zum Niedermoorprogramm 2000. Ökologie-Zentrum CAU Kiel.
- Vymazal, J., Brix, H. Cooper, P.F., Green, M.B. Haberl, R. (edit.) (1998): *Constructed wetlands for wastewater treatment in europe*. Leiden.

- Weerts, H.J.T. (1997): Geology and geohydrology of the Pohnsdorfer Stauung (Schleswig-Holstein). *EcoSys Bd.* 6: 79-89.
- Young, E.O. & D.R. Ross (2001): Phosphate release from seasonally flooded soils: a laboratory microcosm study. *J. Environ. Qual.* 30: 91-101.
- Zalewski, M., G.A. Janauer & G. Jolankai (1997): Ecohydrology. A new paradigm for sustainable use of aquatic resources. IHP-V Technical documents in Hydrology. UNESCO, Paris.