

Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre 6:
Biologie des Stoffaustauschs

***Phosphatretention in Helophyten-
filtern (Sumpfpflanzenfiltern)***

*Ein Weg zur Oligotrophierung
von Oberflächengewässern*

Antje Goedeking

Phosphatretention in Helophyten- filtern (Sumpfpflanzenfiltern)

***Ein Weg zur Oligotrophierung
von Oberflächengewässern***

Antje Goedeking

Berichte des Forschungszentrums Jülich ; 3514
ISSN 0944-2952
Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre 6:
Biologie des Stoffaustauschs Jül-3514
D 465 (Diss. Universität-GH Essen)

Zu beziehen durch: Forschungszentrum Jülich GmbH · Zentralbibliothek
D-52425 Jülich · Bundesrepublik Deutschland
☎ 02461/61-61 02 · Telefax: 02461/61-61 03 · e-mail: zb-publikation@fz-juelich.de

Phosphatretention in Helophytenfiltern (Sumpfpflanzenfiltern)

Ein Weg zur Oligotrophierung von Oberflächengewässern

Helophytenfilter sind Sumpfpflanzenbestände mit einer von Wasser durchströmten Wurzelzone. Die Phosphatrückhaltung in Helophytenfiltern ist der additive Effekt verschiedenartiger Retentionsmechanismen (Sedimentation, Aufnahme von Phosphat durch Bodensubstanz sowie die Inkorporation in pflanzliche und mikrobielle Biomasse). Da das kurzzeitige Retentionspotential nach wenigen Jahren erschöpft ist, wird die ökotechnisch relevante Rückhaltung eines Helophytenfilters durch den summativen Effekt der nachhaltigen Retentionsmechanismen bestimmt. Die nachhaltige Phosphatretention beinhaltet die Entfernung durch Pflanzenschnitt sowie die Akkumulation von organischem und anorganischem Bodensubstrat.

Zur experimentellen Simulation der Phosphatelimination aus Oberflächenwasser wurde die Rückhaltung in Helophytenfiltern mit kiesigem Boden untersucht. Es wurden drei Filter verwendet. Hiervon waren zwei mit *Phragmites australis* (Schilf) und einer mit *Typha latifolia* (Rohrkolben) bepflanzt.

Die oberirdischen Sprosse von *Phragmites australis* speicherten entsprechend ihrem artspezifisch höheren Biomasseertrag mehr Phosphat je Flächeneinheit als die Sprosse von *Typha latifolia*. Dementsprechend unterschieden sich auch die Akkumulationsraten des Bodensubstrats. Mit *Phragmites australis* bestückte Filter sind infolgedessen für die nachhaltige Phosphatretention besser geeignet als solche mit *Typha latifolia*.

Die Zugabe von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in Form von Strohperkolat führte zu einer verminderten Phosphatrückhaltung. Sie verhinderte eine Phosphatfestlegung durch schlecht kristalline Eisenoxide und -hydroxide im Boden. Die Strohperkolatgabe bewirkte zwar eine Steigerung des pflanzlichen Biomasseertrages, aber die gleichzeitige Verminderung des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes führte insgesamt zu einer Reduzierung der pro Vegetationsperiode gespeicherten Phosphatmenge. Beim ökotechnischen Einsatz sollte daher ein zusätzlicher Eintrag von DOC vermieden werden.

Bei der effektivsten Betriebsweise eines Helophytenfilters (Pflanzen: *Phragmites australis*; regelmäßiger Winterschnitt, kein zusätzlicher DOC-Eintrag) und einer Konzentration von $200 \mu\text{g P}_{\text{Ges}}/\text{l}$ (entsprechend $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) ist in gemäßigten Klimazonen mit einer Rückhaltung von 94 % für eine Betriebszeit von mindestens 120 Jahren zu rechnen. Hierbei würde der Phosphatgehalt des Wassers bei einem Durchsatz von ca. 11 m^3 pro m^2 Filtersystem und Jahr entsprechend vom eu- bis hypertrophen auf oligo- bis schwach eutrophes Niveau gesenkt.

Phosphate Removal in Constructed Wetlands

An Approach to Oligotrophication of Surface Waters

Constructed wetlands are stands of helophytes with water flowing through their root zone. Phosphate removal in constructed wetlands is the sum effect of different retention mechanisms (sedimentation, uptake by soil and incorporation into the biomass of microbes and vegetation). Because of the short-term net retention potential being exhausted in a few years, the ecotechnological efficiency of such systems is determined by the mechanisms of sustainable retention. The sustainable retention includes removal by plant harvest and the enrichment of inorganic and organic soil substrate.

In order to simulate the phosphate removal from surface water, phosphate retention was studied in three gravel-based constructed wetlands at a given loading rate. Two systems were planted with *Phragmites australis* (common reed), one with *Typha latifolia* (wide-leaved cattail).

Due to the higher biomass yield, the shoots of *Phragmites australis* accumulated more phosphate per unit area than those of *Typha latifolia*. Accordingly, the rate of organic soil enrichment was increased in the *Phragmites*-systems. Wetlands planted with *Phragmites australis* are consequently more suitable for sustainable retention than those planted with *Typha latifolia*.

The supplementary addition of dissolved organic carbon (DOC) by using straw percolate resulted in a decreased phosphate retention. The dosage of straw percolate reduced phosphate storage in the soil by preventing phosphate sorption to poorly crystallized iron oxides and hydroxides. Concerning the plants, the addition certainly led to an increased biomass yield, but simultaneously reduced the specific phosphorus content. Consequently, this resulted in a decreased storage of phosphate until the end of the growing season. If such systems are used for surface water polishing, the addition of dissolved organic carbon should, therefore, be avoided.

If a constructed wetland would be managed in the most effective operating mode (plants: *Phragmites australis*; regular plant harvest in winter, no accessory DOC inputs) with surface water containing 200 $\mu\text{g P}_{\text{tot}}/\text{l}$ (loading rate: 2,8 g P/(m²•a)) in a region with temperate climate, a phosphate removal of 94 % is to be expected for at least 120 years. In this case approximately 11 m³ water can be polished annually by one square meter of the system, and the phosphate content is lowered to a concentration that corresponds to a reduction from an eu-/hypertrophic to a moderate eu-/oligotrophic level.

Inhaltsverzeichnis

I	Einleitung.....	1
1	Phosphat und Seeneutrophierung.....	1
2	Maßnahmen zur Phosphatelimination bei der Gewässertherapie	4
3	Helophytenfilter - "Wetlands" zur Phosphatretention?.....	6
4	Wege der Phosphatretention im "Wetland"	8
4.1	Wasser	9
4.2	Vegetation	11
4.3	Mikroorganismen	13
4.4	Boden	14
5	Leistungsfähigkeit der Systeme	17
6	Aufgabenstellung.....	22
II	Material und Methoden	24
1	Allgemeines	24
2	Kontinuierlicher Betrieb der AMOVA-Systeme	25
2.1	Aufbau und Funktion	25
3	Beprobungsmuster und Probenentnahme.....	28
3.1	Wässrige Proben.....	28
3.2	Bodenkörper	29
3.3	Oberirdische pflanzliche Biomasse	32
4	Chemisch-physikalische Analysen wässriger Proben	33
4.1	Phosphat.....	33
4.1.1	Fließinjektionsanalyse	33
4.1.2	Manuelle Bestimmung.....	35
4.2	Ammonium, Nitrit und Nitrat.....	36
4.3	Chlorid.....	37
4.4	Organischer (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	37
4.5	Multielementanalyse mittels Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES).....	38
4.6	pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential.....	40
5	Charakterisierung der Filterbestandteile.....	42
5.1	Bodenkörper	42
5.1.1	Bestimmung von Bodentyp und -schichten.....	42
5.1.2	Trennung von Boden und pflanzlicher Biomasse	42
5.1.3	Trennung von Bodenskelett und Feinsubstrat.....	42
5.1.4	Bestimmung der Trockensubstanz.....	43
5.1.5	Bestimmung des Porenvolumens.....	43
5.2	Boden	44
5.2.1	Extraktion NaOH-löslicher Huminstoffe	44
5.2.2	Extraktion schlecht kristalliner Fe-, Al- und Mn-Oxide.....	45

5.2.3	Calcium-Extraktion	45
5.2.4	Naßchemische Oxidation zur Bestimmung des P _{ges} -Gehaltes	45
5.2.5	Bestimmung der Phosphataufnahmekapazität der Bodenmatrix im Batchversuch	46
5.3	Pflanzliche Biomasse	48
5.3.1	Bestandsstruktur oberirdischer Biomasse	48
5.3.2	Naßchemische Oxidation zur Bestimmung des P _{ges} -Gehaltes	48
6	Statistische Auswertung einer Phosphatanreicherung im Boden- körper durch den "Vorzeichen-Rang-Test von WILCOXON"	49
7	Bestimmung hydrologischer Kenngrößen	52
7.1	Hydraulische Leitfähigkeit (kf-Wert)	52
7.1.1	Horizontal - in Fließrichtung der AMOVA-Systeme	52
7.1.2	Vertikal	53
7.2	Mittlere Verweildauer des Wassers (MVD)	55
7.3	Evapotranspiration	57
7.4	Niederschlag	57
III	Vorgeschichte der AMOVA	58
1	Entwicklung des DENIPLANT-Verfahrens	59
2	Versuch zur Phosphatretention	60
IV	Ergebnisse	63
1	Versuchskonzept	63
2	Phosphatbilanzierung der AMOVA-Systeme in der Vegetationsperiode 1995	64
2.1	Hydrologie der Helophytenfilter	64
2.1.1	Wasserbilanz	64
2.1.2	Hydraulische Leitfähigkeit	65
2.2	Phosphatretentionsvermögen der Helophytenfilter	68
2.2.1	Einlauf/Ablauf-Konzentration des Phosphats	68
2.2.2	Phosphatfracht	70
2.3	Charakterisierung möglicher Phosphatsenken in den Helophytenfiltern	72
2.3.1	Bodenmilieu	73
2.3.2	Hauptbestandteile	77
2.3.2.1	Oberirdische Biomasse	77
2.3.2.2	Bodenkörper	79
2.3.2.2.1	Typhabecken	79
2.3.2.2.2	Phragmitesbecken I	84
2.3.2.2.3	Phragmitesbecken II	89
2.3.2.3	Vergleich der Vegetationen	95
2.4	Phosphatanreicherung in den Speicherkompartimenten der Helophytenfilter	97
2.4.1	Oberirdische Biomasse	97
2.4.2	Bodenkörper	100
2.4.2.1	Boden	100
2.4.2.1.1	Bodenskelett	101
2.4.2.1.2	Feinsubstrat	104
2.4.2.2	Unterirdische pflanzliche Biomasse	108
2.4.3	Phosphatbilanzen: Vergleich der Vegetationen	113

3	Ermittlung der Phosphataufnahmeraten der Speicherkompartimente der AMOVA-Systeme	117
3.1	Vegetation	118
3.1.1	Unterirdische Biomasse	118
3.1.2	Oberirdische Biomasse	121
3.2	Streuauflage	122
3.3	Bodensubstrat	123
3.3.1	Kurzzeitige Phosphatretention	123
3.3.1.1	Adsorption	123
3.3.1.2	Mikrobielle Phosphatspeicherung	126
3.3.2	Nachhaltige Phosphatretention	128
3.4	Vergleich der Aufnahmeraten der Speicherkompartimente	129
4	Mechanismen der Phosphatfestlegung im Boden der AMOVA-Systeme	131
4.1	Nachhaltige Phosphatretention	132
4.2	Kurzzeitige Phosphatretention	135
V	Diskussion	142
1	Bedeutung der Phosphataufnahme durch die Filterbestandteile	144
1.1	Kurzzeitige Phosphatretention	145
1.1.1	Bodensubstrat	145
1.1.2	Vegetation	149
1.2	Nachhaltige Phosphatretention	151
1.2.1	Pflanzenmäh	151
1.2.2	Intermediäre Phosphatspeicherung in der Streuauflage	155
1.2.3	Akkumulation von Boden	157
2	Leistungsfähigkeit der AMOVA-Systeme als Phosphatsenke	160
3	Einsatzmöglichkeiten der AMOVA-Systeme für die Phosphatretention	166
VI	Zusammenfassung	169
VII	Literaturverzeichnis	172
VIII	Datenanhang	186

Abkürzungsverzeichnis

Neben einer Reihe gebräuchlicher Abkürzungen, Symbolen für chemische Elemente und Maßeinheiten (meist SI-Einheiten) wurden folgende Kürzel in der vorliegenden Arbeit verwendet:

a	Jahr
Abb.	Abbildung
d	Tag
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
EDTA	Ethylendinitriloessigsäure
E_{h7}	Redoxpotential bezogen auf pH 7
h	Stunde
HUS	Huminstoffe
Kap.	Kapitel
kt	Kilotonne
P	in Phosphaten gebundener Phosphor
P_{ges}	Gesamtphosphat
spez.	spezifisch(e)
Tab.	Tabelle
TOC	organischer Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz
Upm	Umdrehungen pro Minute

I Einleitung

1 Phosphat und Seeneutrophierung

In die Oberflächengewässer Deutschlands gelangen jährlich ca. 58 kt in Phosphaten gebundener Phosphor (P), die vorwiegend anthropogenen Quellen entstammen. Der P-Eintrag wurde zwar in den letzten 20 Jahren um 87 kt P gesenkt. Im Vergleich zum natürlichen Eintrag, der auf weniger als 5 kt P geschätzt wird, ist er jedoch immer noch um ein Vielfaches erhöht (UMWELTBUNDESAMT 1995).

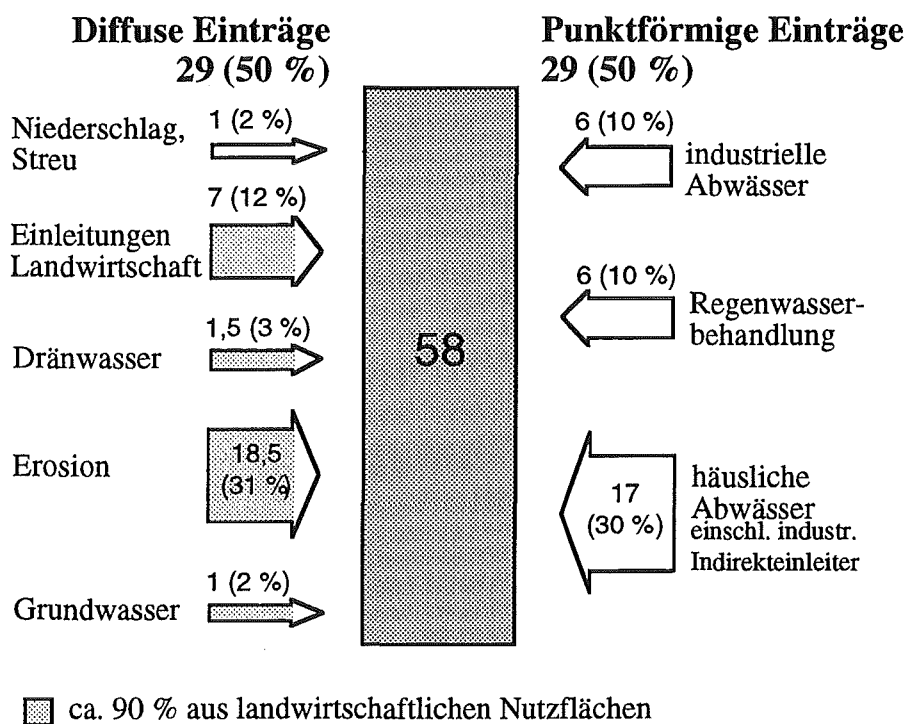


Abb. I.1: Phosphoreinträge in die Fließgewässer der BRD; Prognose 1995 in kt/a; Stand 6/95 (aus UMWELTBUNDESAMT1995, modifiziert)

Phosphat-P wird über verschiedene Wege in die Gewässer eingetragen (Abb. I.1). Etwa 50 % (29 kt) entstammen punktförmigen Quellen, die im wesentlichen dem Ablauf kommunaler (17 kt P) und industrieller (6 kt P) Kläranlagen entsprechen. Die andere Hälfte des Eintrages bilden diffuse Quellen aus der Landschaft. Von dieser entfallen 25 kt P auf die Landwirtschaft. Die Landwirtschaft ist somit Hauptquelle der P-Belastung der Gewässer.

Die eingetragenen Nährstoffe werden in Seen als weitgehend geschlossenen Ökosystemen akkumuliert (NIESSEN und STURM 1987). Die Erhöhung des Phosphatgehaltes führt im Gewässer zu dem bekannten Eutrophierungsproblem, das verstärkte Primärproduktion und nachfolgende Sauerstoffzehrung bis hin zum völligen Sauerstoffschwund und "Umkippen" eines Sees beinhaltet, da Phosphat normalerweise der das Wachstum begrenzende Nährstoff ist. Der Trophiezustand eines Sees hängt neben der Phosphatkonzentration von einer Reihe anderer Bedingungen wie Tiefe, Retentionszeit etc. ab. Bei entsprechenden Rahmenbedingungen (z.B. geringe Tiefe, niedrige Retentionszeit) kann eine Eutrophierung im Klima der gemäßigten Breiten bereits ab $10 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ einsetzen (Abb. I.2).

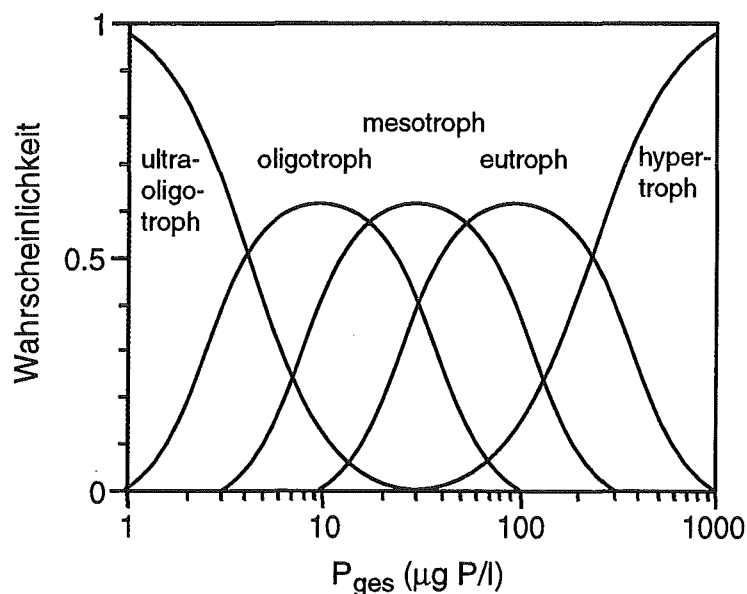


Abb. I.2: Wahrscheinlichkeitsverteilung für 5 Trophiestufen, die auf den jährlichen mittleren Konzentrationen des Gesamtphosphors basieren (SCHWOERBEL 1987 nach VOLLENWEIDER und KERREKES 1980 aus BERNHARDT 1985)

Die Phosphatbelastbarkeit der Fließgewässer entsprechend ihrer Funktion als Transportsysteme ist größer, da sie Nährstoffe durch die kurze Aufenthaltszeit des Wassers in der Regel rasch abführen, was letztendlich zur Phosphatanreicherung in den Meeren führt. Wie stark jedoch auch gestaute Bereiche von Fließgewässern eutrophieren können, zeigen z.B. die Ruhrstauseen wie der Baldeneysee (SOEDER 1997, pers. Mitt.). Im Rheineinzugsgebiet Nordrhein-Westfalens finden sich in den Fließgewässern Gesamtphosphat-Konzen-

trationen von 120 bis 720 $\mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ (Tab. I.1). Auch im Fließwasser des Rheines ist mit durchschnittlich 120 bis 230 $\mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ immer noch ein Vielfaches der Phosphatkonzentration enthalten, die in einem See zur Eutrophierung führen würde.

Tab. I.1: Durchschnittlicher Gesamtphosphat-Gehalt der Fließgewässer im Rheineinzugsgebiet Nordrhein-Westfalens 1993, (LANDESUMWELTAMT NRW 1996)

	Gesamtphosphat-Gehalt Mittelwert ($\mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$)
Rhein	
Bad Honnef	230
Düsseldorf	120
Kleve-Bimmen	150
Mündungen	
Sieg	280
Wupper	120
Erf	130
Ruhr	120
Emscher	720
Lippe	230

Bei der geplanten Wiederauffüllung von Tagebaurestlöchern im Braunkohlentagebaugbiet zwischen Köln, Aachen und Mönchengladbach sowie zum Ausgleich von Sickerverlusten in den hierdurch neu entstehenden Landschaftsseen soll neben Grundwasser auch Oberflächenwasser des Rheines verwendet werden. Die zukünftige Bedeutung des Oberflächenwassers sei am "GÄRTNERplan" illustriert (GÄRTNER 1971). Am Ende des Tagebaus "Hambach" wird nach GÄRTNER ein Restsee von ca. 2,5 Mrd. m^3 mit einer Fläche von 24 km^2 sowie ein umliegender ca. 5 km breiter Streifen entwässertes Gebirge noch nicht bekannten Volumens (SCHULZE 1997, pers. Mitt.) aufzufüllen sein. Um die Füllzeit zu verkürzen, soll über einen Stollen mit einer Förderleistung von 300 Mio. m^3/a Rheinwasser hergeleitet werden. Vor dem Hintergrund des hohen Phosphatgehaltes des Rheinwassers ist eine P-Elimination vor dessen Einleitung in den entstehenden See unumgänglich.

2 Maßnahmen zur Phosphatelimination bei der Gewässertherapie

Die Phosphatentfernung aus Oberflächenwasser vor dessen Einleitung in ein stehendes Gewässer ist sowohl mit chemisch-physikalischen (BANNINK et al. 1980, BERNHARDT 1983, BERNHARDT 1984) als auch mit naturnahen Verfahren möglich (BENNDORF et al. 1987, HOWARD-WILLIAMS 1985, MITSCH et al. 1992a, OLSON 1992).

Chemisch-physikalisch werden hauptsächlich folgende Verfahren, auf die nicht näher eingegangen werden soll, verwendet:

- Präzipitation mit kationischen Fällmitteln
- Präzipitation mit kationischen Fällmitteln, Flockung mit Polyelektrolyt und Filtration
- Adsorption an Aktivtonerden oder Bentonite im Festbettreaktor

Bei der naturnahen Phosphatelimination gibt es im wesentlichen zwei Verfahrenstypen. Der erste Typ beinhaltet eine Phosphatentfernung in "Vor-Becken" durch Präzipitation phosphathaltiger Sedimente und Phosphatelimination durch verstärktes Algenwachstum, die auch in Form mehrerer Becken realisiert sein können, worin sich Freßketten etablieren (CLASEN et al. 1989).

Die zweite Möglichkeit naturnaher Phosphatretention ist die Rückhaltung in mit Sumpfpflanzen (Helophyten) bestandenen Filteranlagen. Hierbei handelt es sich um künstliche oder natürliche Systeme, in denen das Wasser den Wurzelhorizont der Pflanzen durchströmt und Phosphat durch die biogeochemischen Wechselwirkungen entfernt wird. Solche Filteranlagen werden auch als Helophytenfilter bezeichnet und gehören zu den im Angloamerikanischen unter dem Begriff "Wetlands" zusammengefaßten Ökosystemen. "Wetlands" sind nach Definition des U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE: "Gebiete, in denen der Wasserspiegel nahe oder über der Bodenoberfläche während einer ausreichenden Zeit des Jahres ist, so daß sich ein hydromorpher Boden entwickelt und der Wuchs von aquatischer im wesentlichen emerser Vegetation gefördert wird" (COWARDIN et al. 1979 modifiziert nach HOWARD-WILLIAMS 1985). "Wetlands" beinhalten demnach

neben den genannten Helophytenfiltern auch Sumpfpflanzenbestände, in denen das Wasser nicht strömt, sondern stagniert.

In bezug auf die Wasserreinigung wird insbesondere die Phosphatretenion als eine der wichtigsten Eigenschaften natürlicher und künstlicher Helophytenfilter angesehen (MITSCH und GOSSELINK 1993). Hierbei haben die Systeme nach bisheriger Kenntnis zwar den Nachteil, daß sie im Verhältnis zu den chemisch-physikalischen Verfahren eine niedrige Eliminationsleistung besitzen (Tab. I.2). So können nach JOHNSTON (1993) durch "Wetlands" ohne Mahd allgemein nur 0,04 bis 1,1 g P/(m²•a), mit Mahd ca. 1 bis 19 g P/(m²•a) nachhaltig aus Oberflächenwasser entfernt werden. Im Vergleich werden mit technischen Verfahren bis zu 21500 g P/(m²•a) eliminiert.

Tab. I.2: Vergleich der Leistungsfähigkeit verschiedener Verfahren zur Phosphatelimination aus Oberflächenwasser: * BANNINK et al. (1980), **BERNHARDT (1983), ***STENGEL (1997, pers. Mitt), ***** JOHNSTON (1993)

System	Phosphateliminationsleistung pro Jahr		
Fällung*	10 - 50	g P/m ²	Flächen- belastung
Fällung/Flockung/Filtration**	21500	g P/m ²	Filterstufe
Adsorption***	1600	g P/m ³	Filter
Vor-Becken	-	-	-
"Wetlands"*****			
(ohne Mahd)	0,04 - 1,1	g P/m ²	Filter
(mit Mahd)	ca. 1 - 19	g P/m ²	Filter

Helophytenfilter besitzen aber den entscheidenden Vorteil, daß sie im Gegensatz zu den technischen Verfahren auch zur Verminderung diffuser Phosphat-einträge genutzt werden können. In bezug auf die geplante Wiederauffüllung des Tagebaurestlochs "Hambach" wäre demnach neben der Phosphat-elimination aus dem eingeleiteten Rheinwasser (vgl. Kap. I.1) auch der Einsatz von Helophytenfiltern in Form von Gewässerrandstreifen denkbar.

3 Helophytenfilter - "Wetlands" zur Phosphatretention?

Obwohl Helophytenfilter zur Phosphatretention eingesetzt werden, ist ihre Fähigkeit zur Rückhaltung recht verschieden, weil sie von der Belastung, dem Alter der Systeme und der Art ihrer Zusammensetzung bestimmt werden (vgl. Kap. I-V). In der Literatur findet sich daher eine Fülle von Beispielen, die nicht nur eine Netto-Elimination, sondern auch einen Netto-Austrag oder eine Kombination von Ein- und Austrag beschreiben.

Bei der Abwasserreinigung sind nach KADLEC und KNIGHT (1996) künstliche Helophytenfilter als Pflanzenkläranlagen sowohl kurz- als auch langfristig geeignet, Phosphat zurückzuhalten. Phosphatretention im Rahmen der Abwasserreinigung wurde unter anderem von BRIX (1987), BRIX und SCHIERUP (1989), GELLER (1992) sowie BAVOR und ANDEL (1994) beschrieben. Andere Untersuchungen zeigten hingegen einen Wechsel zwischen Phosphatretention und Ausschwemmung (MANN und BAVOR 1993, SCHREIJER et al. 1995). Die genannten Untersuchungen erstreckten sich nur über einen Zeitraum von 2 bis 6 Jahren. RICHARDSON (1985) schildert in diesem Zusammenhang, daß zur Abwasserreinigung benutzte Helophytenfilter aber in der Regel in wenigen Jahren abgesättigt sind und nachfolgend vermehrt Phosphat ausschwemmen.

Auch die Phosphatdynamik in Süßwasser gespeisten Helophytenfiltern ist sehr unterschiedlich. Nach mehrjährigen Untersuchungen von KNIGHT (1990) und MITSCH (1992b) hielten künstliche und restaurierte Röhrichtvegetationen Phosphat zurück. PEVERLY (1982) fand bei Behandlung landwirtschaftlichen Drainagewassers mit einem natürlichen Helophytenfilter uneinheitliche Ergebnisse, wobei Phosphat nur bei hoher Aufenthaltszeit zurückgehalten wurde. KOVACS (1976), SLOEY et al. (1978) sowie MITSCH und GOSSELINK (1993) beschrieben für gemäßigte Klimazonen eine jahreszeitliche Veränderung der Phosphatretention in der Weise, daß im Sommer Phosphat zurückgehalten und im Winter durch reduzierte biologische Aktivität Phosphat freigesetzt wurde. Nach KUFEL (1982) erhöhten natürliche Gewässerrandstreifen die Phosphatverfügbarkeit in polnischen Seen. Die Phosphataufnahme durch die Pflanzen sowie die Zersetzung der Biomasse beim nachfolgenden Absterben der oberirdischen Sprosse wandelten hierbei im Sediment festgelegtes Phosphat in die wasserlösliche Form um.

Zusätzlich beeinflusste die Vegetation die Mikroorganismen und Redoxbedingungen des aquatischen Bodens in der Weise, daß auch Phosphat aus dem Sediment gelöst wurde.

Helophytenfilter können Phosphat demnach je nach den herrschenden Bedingungen aufnehmen oder abgeben. Um die Funktion der Systeme als Phosphatsenke/-quelle oder Transformer abschätzen zu können, ist es notwendig, die Retentionsmechanismen und Umsetzungen im speziellen "Wetland" Helophytenfilter zu kennen.

4 Wege der Phosphatretention im "Wetland"

"Wetlands" bestehen aus verschiedenen Kompartimenten, die bei der Phosphat-speicherung eine Rolle spielen. Diese sind im wesentlichen Wasser, Pflanzen, Mikroorganismen und Boden, der aus anorganischer und organischer Substanz besteht. Mit Ausnahme nährstoffarmer Hochmoore gelangt Phosphat hauptsächlich in wässriger Form über den Zufluß und die Niederschläge in diese Ökosysteme (MITSCH und GOSSELINK 1993), wobei der Zufluß meist wichtigste Nährstoffquelle ist. Im "Wetland" liegt Phosphat in organisch-partikulärer, anorganisch-partikulärer und gelöster Form vor. Wie in der folgenden Abbildung dargestellt, wird es zwischen den Kompartimenten in vielfältiger Weise ausgetauscht.

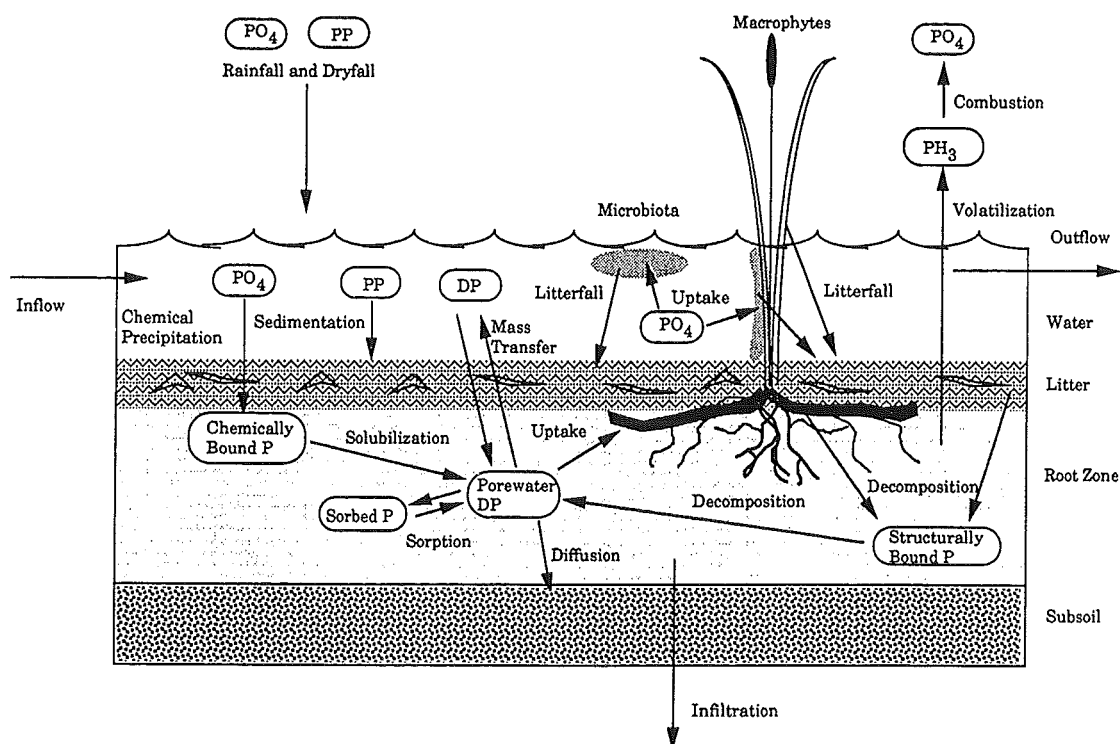


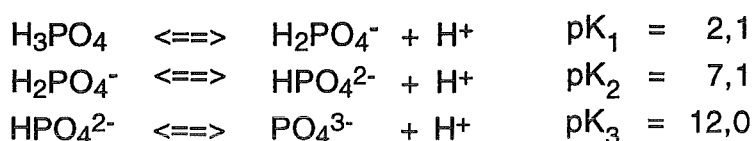
Abb. I.3: Phosphorspeicherung und -umsetzungen im "Wetland".
 PO_4 = Orthophosphat, DP = gelöster Phosphor, PH_3 = Phosphin,
 PP = partikulärer Phosphor. PP kann aus allen Formen, die im Wurzelhorizont
 (Root Zone) dargestellt sind, bestehen (aus KADLEC und KNIGHT 1996).

Einzigster nachhaltiger Speichermechanismus ist die Genese neuen Bodens (KADLEC und KNIGHT 1996). In bewirtschafteten "Wetlands" kann ein Teil des Phosphats auch über eine regelmäßige Mahd entfernt werden. Der Phosphat-austrag durch Pflanzen liegt nach einer allgemeinen Abschätzung von JOHNSTON (1993) zwischen 0,1 und 18 g P/(m²•a). Seine Bedeutung kann demnach sehr unterschiedlich sein. In gemäßigten Breiten sind die Austräge durch Mahd jedoch gering und werden von HERSKOVITZ (1986) bei Winterschnitt mit 2,5 % in bezug auf die Gesamtrückhaltung eines überstauten Systems angegeben. Auch GUNATILAKA (1984) gab für den Grünschnitt des Röhrchtes am Neusiedlersee eine durchschnittliche Phosphatentfernung von 0,25 g P/(m²•a) an. Die Bedeutung einer Umwandlung von Phosphat zu Phosphin und dessen anschließende gasförmige Freisetzung ist zur Zeit noch strittig (vgl. Kap. I-4.3).

Der Phosphataustrag erfolgt im natürlichen System im wesentlichen über den Abfluß oder Infiltration ins Grundwasser. Die Menge des mit dem Wasser ausgetragenen Phosphats wird im natürlichen System aus der Summe von Austausch- und Speichervermögen aller Einzelkompartimente bestimmt. Im folgenden wird der Ein-/Austrag und die Transformation des Phosphats in den verschiedenen Kompartimenten diskutiert.

4.1 Wasser

Für das einfließende Wasser gibt es in von Süßwasser gespeisten Systemen in bezug auf Phosphat keine typische Wasserqualität. Während in großen Fließgewässern Phosphat häufig überwiegend an suspendierte Festkörper gebunden ist (vorwiegend Tonpartikel, WERNER et al. 1989), kann es bei Einspeisung von Kläranlagenablauf im Vorfluter hauptsächlich als Orthophosphat vorliegen (REYRINK 1995, pers. Mitt.). Das im Wasser gelöste anorganische Orthophosphat kann in Abhängigkeit des pH-Wertes in drei Stufen dissoziiert sein. Im Wasser liegt es im neutralen und schwach sauren/alkalischen Bereich überwiegend als Hydrogen- oder Dihydrogenphosphat vor:



Gelöstes Phosphat kann unter bestimmten Milieubedingungen mit einer Reihe von Kationen, im wesentlichen denen des Calciums (Ca), Eisens (Fe) und Aluminiums (Al) präzipitieren. Wichtige Präzipitate in "Wetlands" sind nach REDDY und D'ANGELO (1994):

Apatit	$\text{Ca}_5(\text{Cl},\text{F})(\text{PO}_4)_3$
Hydroxylapatit	$\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$
Variscit	$\text{Al}(\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Strengit	$\text{Fe}(\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Vivianit	$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Wavellit	$\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$

Neben direkter Fällung adsorbiert Phosphat auch an Oxide, Hydroxide und Oxidhydroxide des Fe, Al und Mangans (Mn). Da letztere im hydromorphen Boden wasserhaltige Produkte nicht definierter Zusammensetzung bilden, werden sie in der nachfolgenden Arbeit unter dem Begriff "Oxide" zusammengefaßt. Ebenso können Carbonate wie Calcit (CaCO_3) mit Phosphat copräzipitieren (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979).

Die Wechselwirkungen zwischen Phosphat und Mineralien sind sehr komplex, so daß sich Löslichkeiten quantitativ grundsätzlich nicht berechnen lassen (KADLEC und KNIGHT 1996), sie werden aber entscheidend vom Redoxpotential und dem pH-Wert beeinflusst.

Das Redoxpotential und der pH-Wert sind voneinander abhängig. Ein Anstieg des pH-Wertes um eine Einheit bewirkt eine Erhöhung des Redoxpotentials um 58 mV und umgekehrt (vgl. Kap. II-4.6). Zusätzlich hat der dissimilatorische Sauerstoffverbrauch der Bodenorganismen eine Absenkung des Redoxpotentials zur Folge. In der Reihenfolge abnehmender Redoxpotentiale werden nach der Sauerstoffzehrung andere Elektronenakzeptoren wie Nitrat, Mangan etc. verbraucht. Zusätzlich treten auch chemische Reduktionen auf. Der Zehrung jedes Elektronenakzeptors können verschiedene Potentialbereiche zugeordnet werden (Tab. I.3). Eine Fe-vermittelte Phosphatfreisetzung unterhalb des von SCHWOERBEL (1987) angegebenen Schwellenwertes von E_{h7} 200 mV ist demnach erst nach völligem Sauerstoff- und Nitratverbrauch möglich. Durch oxidierte Mn-Verbindungen festgelegtes Phosphat wird schon unterhalb E_{h7} 225 mV freigesetzt. Sind bei der Phosphatfreisetzung durch Reduktion von Fe^{3+} und Mn^{4+} zusätzlich durch Sulfatreduktion freie Sulfide vorhanden, so bilden sich schwer lösliche Fe-Sulfide, die eine erneute Phosphatbindung ausschließen.

Tab. I.3: Oxdierter und reduzierter Formen verschiedener Elemente und die ungefähren Redoxpotentiale ihrer Umwandlung nach MITSCH und GOSSELINK (1993), modifiziert. *SCHWOERBEL (1987).

Element	oxidierte Form	reduzierte Form	ungefähres Redoxpotential zur Umwandlung (Eh ₇ in mV)
O	O ₂	H ₂ O	400 bis 600
N	NO ₃ ⁻	N ₂ O, N ₂ , NH ₄ ⁺	250
Mn	Mn ⁴⁺	Mn ²⁺	225
Fe	Fe ³⁺	Fe ²⁺	200*
S	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	0 bis 100*
C	CO ₂	CH ₄	-250 bis -350

In bezug auf die pH-Abhängigkeit der Phosphatfestlegung gelten nach REDDY und D'ANGELO (1994) für "Wetlands" grundsätzlich folgende Tendenzen. Im sauren Bodenmilieu kann Phosphat durch Al und Fe fixiert werden. Im alkalischen Bodenmilieu ist eine Ca-vermittelte Phosphatfestlegung möglich.

Ebenso wie der Phosphateintrag ist auch der Austrag in natürlichen "Wetlands" fast ausschließlich an das Strömen des Wassers gekoppelt. Phosphataufnahme, -abgabe und -austausch der festen Filterkompartimente, welche die Menge des ausgetragenen Phosphats mitbestimmen, sind ausschließlich an das wässrige Milieu gebunden.

4.2 Vegetation

Die Bestände von Helophyten bilden Komplexe, die in gemäßigten Regionen einjährige emerse, ggf. auch submerse Sprosse sowie mehrjährige Wurzeln und Rhizome beinhalten. Phosphat wird vorwiegend über die Wurzeln aufgenommen (DENNY 1972, OSTENDORP 1993). Die Phosphataufnahme ist nach KRAUSE (1964), zitiert in ESTEVES (1978), sehr temperaturabhängig, so daß in gemäßigten Klimazonen Phosphat größtenteils während der warmen Monate der Vegetationsperiode aufgenommen wird.

Aufgrund des generellen Phosphatmangels in den meisten natürlichen Ökosystemen gibt es auch in Helophytenvegetationen zahlreiche Mechanismen der Phosphatverlagerung im Sinne des Nährstoffrecyclings. Die Verlagerung des Phosphats in Helophyten wurde unter anderem von BJÖRK (1967), BOYD und HESS (1970), BOYD (1971) sowie KLOPATEK (1978) untersucht.

Nach Untersuchung der Vegetation des Schöhsees in Norddeutschland beschrieb auch ESTEVES (1978) in diesem Zusammenhang, daß in Rhizomen und Sprossen emerger Makrophyten jahreszeitlich bedingte Veränderungen des Phosphatvorrates auftreten. Emerse Makrophyten verlagern demnach im Frühjahr überwiegend Phosphat von den Rhizomen in die wachsenden Sprosse, während nur geringfügig Phosphat durch die Wurzeln aufgenommen wird. Im Sommer erreicht der Phosphatvorrat der Sprosse sein Maximum. Der Phosphatvorrat der Rhizome weist im Sommer sein Minimum auf und ist zu diesem Zeitpunkt als Phosphatquelle für die Sprosse von untergeordneter Bedeutung. Zu dieser Zeit in die Sprosse verlagertes Phosphat dürfte nach ESTEVES (1978) fast ausschließlich durch Aufnahme aus dem Sediment via Wurzeln und Rhizom stammen. Mit beginnendem Absterben der oberirdischen Pflanzenorgane im Frühherbst wird Phosphat aus den Sprossen in die Rhizome verlagert. Der Phosphatvorrat der Rhizome erreicht im Herbst sein Maximum und bleibt zum großen Teil bis zum nächsten Frühjahr erhalten. Nach HOWARD-WILLIAMS (1985) können diese internen Phosphatverlagerungen ca. 50 % des gesamten jährlichen Phosphatflusses in den Pflanzen ausmachen. Neben dem Austausch zwischen ober- und unterirdischer Biomasse kann Phosphat während der Vegetationsperiode auch innerhalb der Sprosse von absterbenden in jüngere Gewebe verlagert werden (BOYD 1971).

Der Phosphatgehalt in den Geweben der Pflanzen eines "Wetlands" ist zwar stetigen Änderungen unterworfen, KADLEC und KNIGHT (1996) geben aber den Phosphat-P-Gehalt der Blätter von Helophyten nach Vergleich 10 verschiedener Pflanzenspezies mit einer durchschnittlichen Schwankungsbreite von ca. 0,1 bis 0,4 % P/TS an. Stieg der Trophiegrad der betrachteten Ökosysteme vom oligotrophen hin zum eutrophen Bereich, so verdoppelte sich durchschnittlich der Phosphat-P-Gehalt im Gewebe. Erhöhte Phosphatverfügbarkeit führte zusätzlich zu verstärktem Pflanzenwachstum. Nach KADLEC und KNIGHT (1996) sind beide Mechanismen jedoch begrenzt und daher für die nachhaltige Phosphatretenition unbedeutend.

Helophyten nehmen nicht nur direkt Phosphat auf, sondern sie beeinflussen auch indirekt die Phosphataufnahme und -abgabe der anderen Kompartimente eines "Wetlands". Ihre oberirdischen Sprosse bieten Siedlungsraum für Epiphyten. Der Anteil der Epiphyten ist variabel. Signifikante Mengen können sich nur in überstauten Biotopen bilden. KOMARKOVA et al. (1978) beschrieben nach Untersuchung eines natürlichen Gewässerrandstreifens, daß in Pflanzengesellschaften von *Phragmites australis* Aufwuchs zu vernachlässigen, in denen von *Schoenoplectus spec.* aber bedeutend war. Die variable Aufwuchsbildung führten sie auf die im Verhältnis geringere Lichtdurchlässigkeit der *Phragmites*-Bestände zurück.

Helophyten stehen über ihre unterirdischen Organe auch in enger Wechselbeziehung zum Bodenkörper. Die Wechselwirkungen sind insgesamt sehr vielfältig und wurden unter anderem von TINKER (1984) und JEFFREY (1987) beschrieben. Die Pflanzen geben neben anderen Substanzen organische Verbindungen (SCHULTZ-HOCK 1994) und Sauerstoff (ARMSTRONG 1979, ARMSTRONG und ARMSTRONG 1990a) an den Boden ab. Durch Sauerstoffeintrag wird das Redoxpotential in Wurzelnähe erhöht (FLESSA 1992) und es bilden sich für die Phosphatretention wichtige oxidierte, meist Fe(III)-haltige mineralische Substanzen (TAYLOR et al. 1984, TROLLENIER 1988). Organische Substanzen bilden zusätzlich eine Nahrungsquelle für Mikroorganismen, die ihrerseits durch Destruktion z.B. Nährstoffe für die Pflanzen verfügbar machen (MARSCHNER 1986).

4.3 Mikroorganismen

Im Boden von "Wetlands" siedeln die verschiedenartigsten Mikroorganismen, wie Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen. Sie bilden das Edaphon. Ihre tote oder lebendige Biomasse ist nicht direkt quantifizierbar. Im Vergleich zu den Makrophyten ist die Biomasse der Protisten aber gering (KADLEC und KNIGHT 1996). In einem torfhaltigen "Wetland", das von Kläranlagenablauf gespeist wurde, schätzte KADLEC (1989) die mikrobielle Biomasse über die Menge suspendierbarer Feinsubstanz auf 20 bis 80 g TS/m². Die Netto-Primärproduktion der oberirdischen Sprosse von *Phragmites australis* beträgt im Vergleich 0,8 und 6 kg TS/m² (OSTENDORP 1993).

Mikroorganismen besitzen im Verhältnis zu Makrophyten hohe potentielle Wachstums- und Vermehrungsraten. Sie nehmen infolgedessen schnell Phosphat auf. Dotierungsversuche mit P-32 indizierten in einem "Wetland" eine Geschwindigkeit der mikrobiellen Phosphataufnahme im Bereich von weniger als einer Stunde (RICHARDSON und MARSHALL 1986). Makrophyten brauchten hierzu mehrere Wochen. Das mikrobiell gespeicherte Phosphat wurde jedoch zu über 90 % innerhalb von 90 Minuten wieder freigesetzt. CORRELL et al. (1975) fanden bei vergleichbaren Untersuchungen in einer Marsch nach der Phosphataufnahme durch die Mikroorganismen keine erneute Freisetzung. Heterotrophe Mikroorganismen können unter oxischen Bedingungen im Verhältnis zu Makrophyten relativ große Mengen Phosphat speichern. So reichern Bakterien bei der biologischen Abwasserreinigung unter den Bedingungen der "Bio-P-Elimination" im Belebtschlammverfahren Phosphat bis zu 6 % P/TS an (FELBER et al. 1990).

Mikroorganismen können Phosphat nicht nur aufnehmen, sondern das aufgenommene Phosphat auch zu Phosphin umwandeln und freisetzen (DÉVAL et al. 1988). GASSMANN und GLINDEMANN (1993) beschrieben eine Phosphinemission in "Wetlands". Ob Phosphin in bedeutsamen Mengen emittiert wird, ist zur Zeit noch strittig. Nach KADLEC und KNIGHT (1996) könnte es aber bei sehr niedrigen Redoxpotentialen zusammen mit Methan in die Atmosphäre gelangen.

4.4 Boden

Der Boden ist nach COOKE et al. (1992) und RICHARDSON (1985) der wichtigste Phosphatspeicher in einem "Wetland". Böden setzen sich aus toter organischer und anorganischer Substanz zusammen. Ist der Anteil organischer Substanz größer als 20 bis 35 %, wird der Boden als organisch, sonst als anorganisch bezeichnet (MITSCH und GOSSELINK 1993). "Wetlands" können sowohl organische (KICKUTH 1977) als auch anorganische Böden (BAVOR und ANDEL 1994) enthalten.

Die organische Substanz wird im wesentlichen durch abgestorbene pflanzliche Stoffe gebildet. Stirbt pflanzliches Gewebe ab, werden zwischen 35 und 75 % des darin ursprünglich enthaltenen Phosphats freigesetzt (RICHARDSON und

NICHOLS 1985). Es bildet sich letztlich mehr oder weniger beständiger Humus. Der Abbau pflanzlichen Gewebes erfolgt im wesentlichen über Leaching und mikrobielle Destruktion. In gemäßigten Klimazonen kann im ersten Jahr der Zersetzung Leaching zu einem Gewichtsverlust toter Substanz von 50 bis 57 % führen (ROMAROV 1968). Hierbei beobachteten BOYD und HESS (1970), daß tote Sprosse von *Typha latifolia* innerhalb der ersten drei Wochen bis zu 50 % ihres Phosphors verlieren. Im weiteren Verlauf wird der Abbau im wesentlichen durch Mikroorganismen bestimmt (REMEZOV 1961). In tropischem Klima verläuft die Zersetzung aufgrund der höheren Temperaturen weitaus schneller als in gemäßigtem. Nach KADLEC und KNIGHT (1996) zersetzt sich das Blattgewebe von Helophyten bei warmer Witterung innerhalb von 12 bis 24 Monaten.

Die Menge toter organischer Substanz, die nicht vollständig mineralisiert wird, sondern im System akkumuliert, wird durch verschiedene Faktoren bestimmt. Abbauprodukte akkumulieren vornehmlich durch unvollständige Oxidation unter anoxischen und anaeroben Bedingungen, wie sie bei Überflutung auftreten können. Wird Sauerstoff z.B. durch Trockenlegung eines Sumpfes in den Bodenkörper eingetragen, so wird die vorübergehend akkumulierte organische Substanz aber größtenteils abgebaut (MITSCH und GOSSELINK 1993). Auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen ist für den mikrobiellen Abbau bedeutend. Im natürlichen Röhrichtbestand des Bodensee-Untersees akkumulierte organische Substanz vermehrt in der landwärtigen Sediment- bzw. Bodenschicht. OSTENDORP (1992) vermutete, daß Nährstoffmangelbedingungen im nicht (durch eutrophes Seewasser) überstauten Boden zu einem verminderten Abbau der Streu führten.

Die Bildung langlebiger Abbauprodukte, die auch als Huminstoffe bezeichnet werden, ist insgesamt sehr gering (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979, KADLEC und KNIGHT 1996). Huminstoffe können in Form leichtbeweglicher niedermolekularer Verbindungen zwischen 25 und wenigen hundert sowie als höhermolekulare Huminsäuren, Fulvosäuren oder Humine mehrere tausend Jahre überdauern. Ihre Abbauresistenz führt zu ihrer Anreicherung im Boden. Nach MITSCH und GOSSELINK (1993) liegt der Zuwachs stabiler Abbauprodukte im Bereich weniger mm pro Jahr. In Huminstoffen ist Phosphor als substanzeigener Bestandteil festgelegt. Zusätzlich kann Phosphat auch über komplex gebundenes Fe oder Al adsorbieren. Phosphat wird spezifisch oder unspezifisch adsorbiert. Die spezifische Adsorption erfolgt durch Austausch von

OH- und OH₂-Liganden in der Koordinationshülle der Metallatome. Unspezifisch adsorbiert Phosphat an die positive Ladung von Protonen, die ihrerseits an die negativ geladenen Metallion-OH-Gruppen angelagert sein können. Im Gegensatz zur spezifischen Adsorption ist die unspezifische schwächer und erfolgt nur unterhalb des isoelektrischen Punktes des Adsorbenten, d.h. im sauren Bereich (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979). Al- und Fe-freie organische Substanz adsorbiert kein Phosphat.

Auch die anorganische Substanz des Bodens kann Phosphat adsorbieren. Oxidierte Verbindungen des Fe, Al und Mn bilden schlecht kristalline, wasserhaltige Produkte undefinierter Zusammensetzung (vgl. Kap. I-4.1). Diese lagern sich z.T. an Oberflächen der Mineralkörner an und überziehen sie oft in Form dünner Häutchen. An die oxidierten Verbindungen und an die Oberfläche Al-haltiger Tonminerale adsorbiert Phosphat in gleicher Weise wie an das komplex gebundene Fe und Al der Huminstoffe.

Der Boden adsorbiert nicht nur Phosphat, sondern er bietet bei geringer Wasserströmung auch Raum für die Sedimentation von im Wasser gebildeten Präzipitaten (vgl. Kap. I-4.1) und partikulär eingetragendem Phosphor (JOHNSTON 1993).

Der Zuwachs von langlebigem organischen Boden und die Bildung phosphathaltiger Mineralien im Boden sind die einzigen Speicherungsmechanismen der Phosphatrückhaltung, die im natürlichen System eine nachhaltige Retention bewirken (RICHARDSON und CRAFT 1993, KADLEC und KNIGHT 1996).

5 Leistungsfähigkeit der Systeme

Die Summe der in den vorigen Kapiteln beschriebenen Einzelprozesse bestimmt in einem "Wetland" die Menge des mit dem Wasser ausgetragenen Phosphats. Eine Phosphatrückhaltung findet nur statt, wenn die Abgaberate in den Filterkompartimenten geringer als ihre Aufnahme rate ist. Von verschiedenen Autoren wird ein weiter Schwankungsbereich für die Netto-P-Retention angegeben (Tab. I.4).

Tab. I.4: Vergleich der P-Retention Süßwasser- und Abwasser-gespeister "Wetlands" nach MITSCH und GOSSELINK (1993), modifiziert: *BLOOD (1981), **MITSCH(1992b), ***OSTENDORP (1992), ****STENGEL (1997, pers. Mitt.), *****KNIGHT (1990)

Art und Lage des Wetlands	P-Belastung (g P/m ² ·a)	P-Retention (g P/m ² ·a)	%- Retention
normales Süßwasser			
natürl. Röhricht, Okefenokee River*	0,57	0,43	75
Erie See**	8	0,8	10
Bodensee - Untersee***	-	0,2	-
künstl. Röhricht, Des Plaines River **			
Okt '89 - Nov '90 Nr. 3 - hoher Durchfluß	2,3	1,5	63
Nr. 4 - niedr. Durchfluß	0,5	0,4	83
Nr. 5 - hoher Durchfluß	2,3	1,6	68
Apr - Sep '91 Nr. 3 - hoher Durchfluß	2,7	2,2	82
Nr. 4 - niedr. Durchfluß	0,44	0,4	94
Nr. 5 - hoher Durchfluß	3,6	3,55	98
AMOVA (Jülich)****			
Phragm. - oligo- bis eutroph	0,2	0,1 - 0,12	50 - 55
Schwankungsbereich	0,2 - 3,6	0,1 - 3,55	10 - 98
AMOVA (Jülich)****			
Phragm. - hypertroph	22	16 - 20	73 - 91
Abwasser			
Überstau, ***** Listowel Ontario			
No. 3, hoch belastet	15	12	79
No. 4, niedrig belastet	5	2	46
Iselin, Pa.	56	45	80
Unterirdisch, ***** Bluthernburn, GB	390 - 631	296 - 540	65 - 89
Gravesend, GB	139	62 - 95	45 - 68
Holtby, GB	131	11	8
Schwankungsbereich	5 - 631	2 - 540	8 - 89

Von Süßwasser gespeiste "Wetlands" können demnach bei einer Belastung von 0,2 bis 3,6 g P/(m²•a) zwischen 0,1 und 3,55 g P/(m²•a) aufnehmen. Wird die Phosphatzufuhr, wie in den künstlichen Helophytenfiltern des Forschungszentrums Jülich (AMOVA), auf die Belastungsstufe mit Abwasser gespeister Systeme erhöht, so können mit 16 bis 20 g P/(m²•a) auch höhere Retentionsraten erreicht werden. Diese liegen im Bereich von Pflanzenkläranlagen (2 bis 540 g P/m²•a). Bei der Abwasserreinigung sind unterirdisch abfließende Systeme effektiver als überstaute. MITSCH und GOSSELINK (1993) führen dies auf die vermehrte Nährstoffzufuhr, d.h. eine insgesamt höhere Belastbarkeit zurück. In bezug auf die prozentuale Retention unterscheiden sich Süßwasser und Abwasser gespeiste Wetlands nicht signifikant. Die Retentionsraten liegen zwischen 8 und 98 %.

Die starke Schwankung der Phosphatretentionsraten ist einerseits in der originären Zusammensetzung jedes einzelnen "Wetlands" begründet. So nehmen Raseneisenstein-haltige Böden vermehrt Phosphat auf (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979), während aus Quarzkies bestehende künstliche Schüttungen Phosphat nur über sich an den Kies anlagernde Huminstoffe und Mineralien aufnehmen können. Zusätzlich bilden z.B. die Speicherrhizome von *Phragmites australis* mit einer durchschnittlichen Lebensdauer von 10 bis 15 Jahren (RODEWALD-RUDESCU 1974) eine langfristige Speichermöglichkeit für Phosphat als die Rhizome von *Typha latifolia*, deren Turnover-Zeit eineinhalb bis zwei Jahre beträgt (FIALA 1978a).

Andererseits besitzen die verschiedenen Kompartimente jedes einzelnen "Wetlands" grundsätzlich unterschiedliche Aufnahme- und Speicherkapazitäten. Während z.B. die Phosphatretention durch Vegetation und Mikroorganismen als Einlagerung in kurzlebige aber begrenzte Depots erfolgt, ist der bei Verwitterung dieser Kurzzeit-Depots entstehende persistente Boden der einzige langfristige und unbegrenzte Phosphatspeicher (RICHARDSON und CRAFT 1993). Zusätzlich können in gemäßigten Breiten auch relativ geringe Phosphatmengen nachhaltig durch Pflanzenmahd entfernt werden.

Da sich die kurz- und langfristigen Retentionsmechanismen überlagern, werden nach JOHNSTON (1993) je nach Untersuchung oft sehr unterschiedliche Retentionskapazitäten ermittelt. RICHARDSON und CRAFT (1993) argumentieren in diesem Zusammenhang, daß eine anfänglich hohe Retentionsrate

durch Aufnahme in die kurzzeitigen begrenzten Speicherkompartimente oft mit der niedrigeren langfristigen Kapazität der Helophytenfilter verwechselt und die Kapazität von Helophytenfiltern auf diese Weise überschätzt wird.

Bei Untersuchungen zur Abwasserreinigung waren so z.B. die Phosphatretentionsraten nach FAULKNER und RICHARDSON (1989) bei Beginn der Beschickung größer als 90 %. Durch stetige Phosphatzugabe sank das Rückhaltevermögen jedoch nach einigen Jahren bis hin zu einer Phosphatfreisetzung, wie in der folgenden Abbildung exemplarisch dargestellt ist, stark ab.

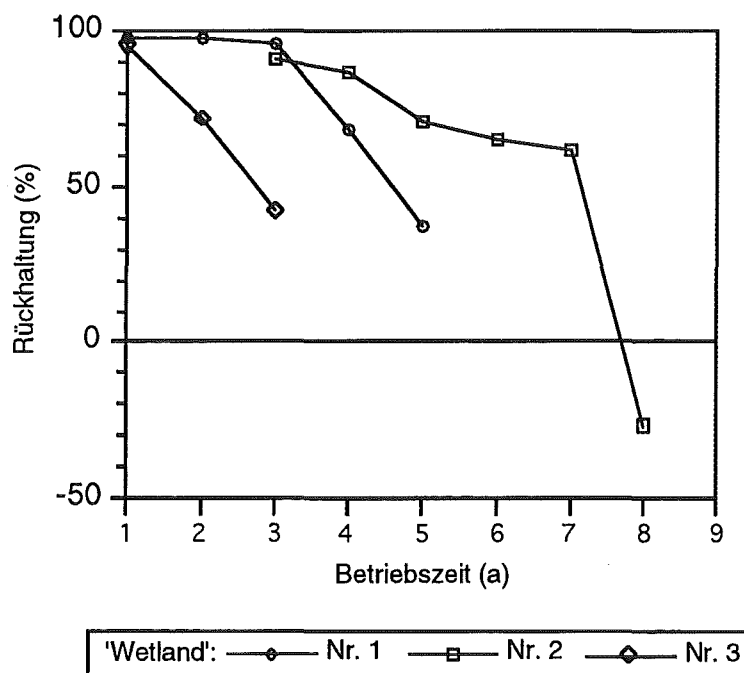


Abb I.4: Phosphatretentionsvermögen drei mit Abwasser gespeister "Wetlands" in Abhängigkeit der Betriebszeit in Anlehnung an FAULKNER und RICHARDSON (1989); durchschnittliche Belastung: Nr. 1 $7 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, Nr. 2 $1,5 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, Nr. 3 $10 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$.

Voraussagen über die Retentionskapazität von Helophytenfiltern sind demnach nicht allein durch eine kurzfristige Input/Output-Bilanz, sondern nur durch eine zusätzliche umfangreiche Analyse der Phosphataufnahme durch die Speicherkompartimente möglich. Hierbei ist es notwendig, kurz- und langzeitige Phosphatsenken zu unterscheiden.

In der Literatur finden sich hinsichtlich der Phosphatsenken ausschließlich Untersuchungen einzelner Teilkompartimente von "Wetlands". So wurden unter anderem die Orte der Phosphatretention im Boden eines Abwassersystems (COOKE et al. 1992) und die Anreicherung von langlebigem Humus im natürlichen System bestimmt (RICHARDSON und CRAFT 1993). Auch die Phosphataufnahme durch Pflanzen wurde untersucht (ESTEVES 1978, KLOPATEK 1978, PRENTKI et al. 1978, McJANNET et al. 1995).

In bezug auf das Gesamtsystem gibt es jedoch bisher nur eine theoretische Abschätzung von JOHNSTON (1991, 1993). Diese leitete die Phosphataufnahmeraten der Kompartimente von Süßwasser gespeister "Wetlands" aus dem Vergleich der Untersuchungsergebnisse von über 300 verschiedenen Veröffentlichungen ab (Tab. I.5).

Tab. I.5: Phosphataufnahmeraten der Speicherkompartimente eines durchschnittlichen "Wetlands" aus JOHNSTON (1993) nach JOHNSTON (1991), modifiziert.

Flux je Kompartiment	P-Aufnahme (g P/m ² •a)	ungefähre Turnover-Zeit (a)
Pflanzen (ohne Mahd)	0,1 - 2,0	
Pflanzen (mit Mahd)	0,1 - 18,0	-
Streu	0,05 - 2,5	2
Akkumulation von Boden	0,04 - 1,1	200
mineralische Sedimentation von Partikeln	0,1 - 8,2	200

Die Phosphataufnahme durch Pflanzen liegt demnach zwischen 0,1 und 2 g P/(m²•a). Aufgrund der Fülle der verglichenen Spezies gibt JOHNSTON (1993) keine Turnover-Zeit dieses Pools an. Durch Mahd läßt sich die Phosphataufnahme auf bis zu 18 g P/(m²•a) erhöhen. In der Streu werden 0,05 bis 2,5 g P/(m²•a) mit einer Turnover-Zeit von etwa 2 Jahren festgelegt. Bei Sedimentation partikulärer mineralischer Stoffe werden bis zu 8,2 g P/(m²•a) zurückgehalten. Dieser Mechanismus übersteigt somit im natürlichen "Wetland" alle anderen Arten der Phosphatfestlegung. Er ist jedoch nur bei einer entsprechenden Partikelfracht des einströmenden Wassers quantitativ bedeutend. Die Bildung von persistentem Boden führt im natürlichen

System als einziger Mechanismus zu einer nachhaltigen Phosphataufnahme durch "Wetlands" von 0,04 bis 1,1 g P/(m²•a). Die Turnover-Zeit der Bodenakkumulation liegt nach JOHNSTON (1993) bei durchschnittlich 200 Jahren, kann aber auch bis zu mehrere tausend Jahre betragen.

6 Aufgabenstellung

Nach der umfangreichen Literaturrecherche von JOHNSTON (1993) liegen erste Angaben über die Aufnahmeraten und die Bedeutung der verschiedenen Phosphatspeicherkompartimente vor. Aufgrund der Vielfalt der miteinander verglichenen Systeme ist jedoch die Kapazitätsspanne der Pools sehr hoch. So erstreckt sich z.B. der Schwankungsbereich der Phosphataufnahme durch Biomasseernte oder Akkumulation von Boden über etwa zwei Größenordnungen (vgl. Tab. I.5).

Die Betrachtung natürlicher Systeme sowie der Vergleich oligo- bis eutropher Belastungsstufen, unterschiedlicher Pflanzenspezies mit verschiedenen Erträgen und ungleicher Verfahrensweisen vom Überstau bis hin zum unterirdischen Abfluß machen eine verlässliche Voraussage der Leistungsfähigkeit eines bestimmten Systems aufgrund dieser Angaben schwierig.

Für den ökotechnischen Einsatz ist die Kenntnis der Phosphatrückhaltung in einem speziellen System jedoch notwendig. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war daher die Bilanzierung eines im Verfahrensgebrauch üblichen Filtersystems, bei dem nicht nur der Input/Output, sondern erstmals auch die Phosphataufnahme bzw. -abgabe der verschiedenen Filterkompartimente bestimmt wurden.

Zur Untersuchung wurde die Aquatische Modell Vegetations Anlage (AMOVA) des Forschungszentrums Jülich gewählt. Es handelt sich um künstliche Helophytenfiltersysteme mit einer nach MITSCH und GOSSELINK (1993) im verfahrenstechnischen Gebrauch üblichen Gestalt, d.h. sie besitzen

- *Phragmites australis* (Schilf) und *Typha latifolia* (breitblättrigen Rohrkolben) als typische Vegetationen,
- Kies als Bodensubstrat zur Gewährleistung guter Wasserleitfähigkeit,
- einen unterirdischen Zu- und Abfluß, der bei der häufigen Verwendung von "Wetlands" zur Abwasserreinigung zu besseren Reinigungsleistungen führte als Überstau,
- eine Aufenthaltszeit des Wassers von mehreren Tagen.

Vorteil dieser Systeme ist ihre Konstruktion in Form geschlossener Pfropfenstromreaktoren, die eine genaue Bilanzierung ermöglichen. Als Belastungsstufe

wurde eine Phosphatkonzentration von $200 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ gewählt. Die Konzentration orientierte sich an für Oberflächenwasser typischen Konzentrationen wie dem Phosphatgehalt des Rheins, von dem Teilströme zur Wiederauffüllung von Tagebaurestlöchern genutzt werden sollen. Der Phosphatgehalt des Wassers könnte für diesen Zweck unter anderem, wie in Kapitel I-2 beschrieben, mit Helophytenfiltern reduziert werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sollten erstmals Aussagen über den Verbleib des Phosphats sowie über die Leistungsfähigkeit eines solchen Filtersystems für den ökotechnischen Einsatz ermöglichen.

II Material und Methoden

1 Allgemeines

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden, soweit nicht anders vermerkt, Chemikalien in Analysenqualität von der Firma Merck verwendet.

Die benötigten Glasgeräte wurden ausschließlich mit phosphatfreiem Spülmittel (Fa. Dr. Weigert, Neodisher UW) gereinigt.

Als A. deion. bezeichnetes deionisiertes Wasser entstammte der zentralen Wasserentsalzungsanlage (Fa. Benckiser) des ICG-6 im Forschungszentrum Jülich. Als A. bideion. bezeichnetes Reinstwasser entstammte einer Umkehrosmoseanlage (Fa. Millipore, RO 60), mit Hilfe derer das oben genannte vollentsalzte Wasser nochmals aufgereinigt wurde. Die Leitfähigkeit betrug maximal 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

2 Aufbau und kontinuierlicher Betrieb der AMOVA-Systeme

STENGEL (1985, 1991, 1993a, 1993b) entwickelte die halbtechnischen Helophytenfilter der AMOVA. In den vorliegenden Untersuchungen wurden drei dieser Systeme verwendet, von denen ein Helophytenfilter mit *Typha latifolia* (Typha) und zwei mit *Phragmites australis* (Phragmites I und II) bepflanzt waren (Abb. II.1).



Abb. II.1: Ansicht der Stirnseite (Einlauf/Ablauf) der AMOVA-Systeme im Sommer 1995 auf dem Gelände des Forschungszentrums Jülich. Reihenfolge der Becken (von links nach rechts): Typha, Phragmites I und Phragmites II.

Jedes Becken war 8 m lang und durch eine Längswand bis 0,5 m vor Hinterende geteilt. Am Hinterende waren zusätzliche Trennwände eingelassen, die von einem Sammelrohr durchbrochen waren und durch die das Wasser von der ersten in die zweite Beckenhälfte gelangte (Abb. II.2). Dadurch entstand ein 16 m langer, 0,6 m breiter und 0,4 m tiefer, U-förmiger Pfropfenstromreaktor mit Ein- und Auslauf auf der Stirnseite. Der Kanal war mit Dachdeckerfolie ausgekleidet und vollständig mit gewaschenem Rollkies ($\varnothing 2 - 8 \text{ mm}$) gefüllt. Seine Gesamtoberfläche betrug $9,6 \text{ m}^2$, von denen $9,35 \text{ m}^2$ bepflanzt waren. Entlang der Fließstrecke jedes Filters waren in regelmäßigen Abständen 10 Probennahme-

stellen in den Boden eingelassen. Jede Stelle bestand aus einem 45 cm langen im Stauwasserbereich perforierten PVC-Rohr ($\varnothing$ 1,8 cm), aus dem Wasserproben entnommen werden konnten. Der Wasserspiegel lag je nach Becken, Niederschlagssituation und Bereich der Fließstrecke 0 bis 16 cm unter der Oberkante des Bodenkörpers der Becken.

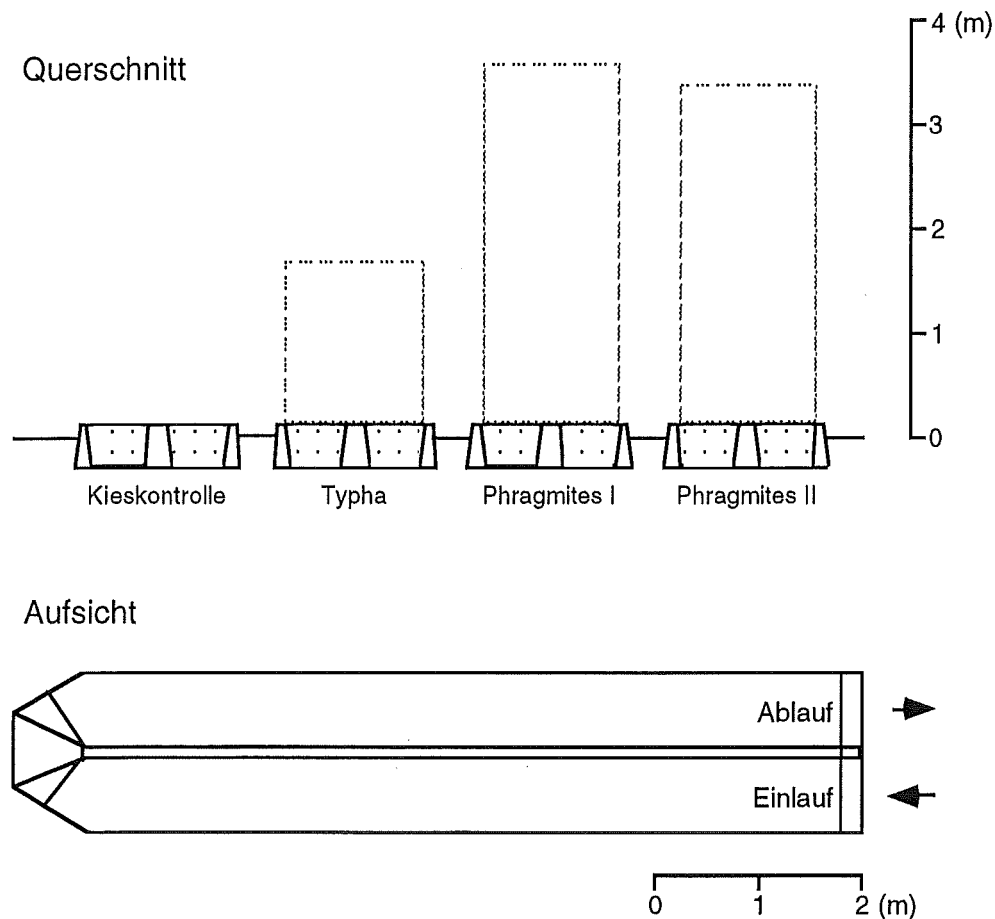


Abb. II.2: Schematischer Aufbau der AMOVA-Systeme nach STENGEL (1993a), modifiziert. Die gepunkteten Linien zeigen die maximale Wuchshöhe der Vegetation 1995. Die AMOVA enthielt ursprünglich noch ein zusätzliches mit *Iris pseudacorus* beständenes Becken, welches mit zunehmender Betriebszeit so stark verstopfte, daß es nicht mehr genutzt werden konnte. Es wurde daher nicht berücksichtigt.

Alle Becken wurden mit Trinkwasser bei einer Filterbelastung von 15l/h entsprechend 38,5 l/(m²·d) gespeist. Der Orthophosphat-Gehalt des Wassers wurde durch Zudosierung von KH₂PO₄-Lösung (100 ml/h) während der 235 Tage dauernden Befruchtungszeit von ca. 6 µg PO₄³⁻-P/l auf ca. 200 µg PO₄³⁻-P/l angereichert. Die wichtigsten Kenndaten des eingespeisten Wassers sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tab. II.1: Kenndaten des in die AMOVA-Systeme eingespeisten Wassers

Summarische Kenngrößen		Anionen (mg/l)	
pH	$8,3 \pm 0,4$	SO ₄ ²⁻	$63,9 \pm 4,4$
O ₂ (mg/l)	$8,0 \pm 1,2$	Cl ⁻	$42,7 \pm 0,9$
Leitfähigkeit (μS)	474 ± 12	NO ₃ ⁻ -N	$7,2 \pm 1,0$
Temperatur (°C)	$19,7 \pm 3,2$	NO ₂ ⁻ -N	0
Kationen (mg/l)		Phosphat (μg P/l)	
Na ⁺	$12,4 \pm 0,6$	P _{ges}	6 ± 2
K ⁺	$2,6 \pm 0,1$	PO ₄ ³⁻	6 ± 2
Mg ²⁺	$13,6 \pm 0,1$	*P _{ges}	205 ± 28
Ca ²⁺	$53,8 \pm 0,8$	*PO ₄ ³⁻	189 ± 17
Al ³⁺	< 0,5		
Fe ^{2+/3+}	$0,08 \pm 0,03$		
Mn ^{2+/4+}	< 0,02		
NH ₄ ⁺ -N	0		

* angereichert mit P-Stammlösung (KH₂PO₄ 132 mg/l)

3 Beprobungsmuster und Probenentnahme

3.1 Wässrige Proben

Ein- und Ausläufe der AMOVA-Systeme wurden wöchentlich beprobt. Es wurden die in der folgenden Tabelle aufgeführten Parameter ermittelt.

Tab. II.2: Routineanalysen des Ein-/Ablaufes der AMOVA-Systeme während des Befrachtungsversuches 1995

Summarische Kenngrößen	Hauptnährstoffe
pH-Wert	Gesamtphosphat
Sauerstoffkonzentration	Orthophosphat
Leitfähigkeit	
Temperatur	Nitrat
	Nitrit
	Ammonium

Der pH-Wert, die Leitfähigkeit, die Temperatur und der Sauerstoffgehalt wurden direkt bestimmt. Zusätzlich wurden je 100 ml filtrierte Probe (Fa. Sartorius, Cellulosenitratfilter, Porenweite $\varnothing$ 0,2 μ m) für die nachfolgende Bestimmung der Orthophosphat-Konzentration und der anorganischen Stickstoffverbindungen gewonnen. Ergänzend wurden 100 ml unfiltrierte Probe zur Bestimmung des Gesamtphosphat- und TOC-Gehaltes entnommen. Beide Proben wurden bis zur Analyse bei -18 °C tiefgekühlt.

Zur Charakterisierung des Bodenmilieus entlang der Fließstrecke wurden die o.g. Parameter alle sechs Wochen längs der Probennahmestellen in den AMOVA-Systemen bestimmt. Hierbei wurde zusätzlich die Redoxspannung berücksichtigt. Der Gesamtphosphat-Gehalt wurde nicht ermittelt.

3.2 Bodenkörper

Vor und nach Phosphatdosierung wurden jeweils sechs Bodenproben pro Becken entnommen (Abb. II.3). Die Probennahme vor Dosierung wurde im März, die nach Dosierung im November durchgeführt. Zur genauen Datierung der Entnahme vergleiche Tabelle A.1 im Datenanhang.

Vor Phosphatzugabe wurde ein Beprobungsmuster gewählt, bei dem am Anfang, in der Mitte und am Ende der Fließstrecke jeweils zwei Bodenproben zur Erfassung der gesamten Beckenbreite entnommen wurden (Abb. II.3, oben). Aufgrund der detektierten lokalen Phosphatkonkretion im Becken Phragmites II (Probe Nr.3, vor Phosphatzugabe) wurde das Muster nach Phosphatzugabe verändert. Um mögliche Phosphatkonkretionen entlang der Fließstrecke mit höherer Wahrscheinlichkeit erfassen zu können, wurde bei gleicher Probenzahl in geringeren Abständen entlang der Fließstrecke jeweils nur eine Probe pro Fließbreite entnommen (Abb. II.3, unten). Da im Ein- und Auslaufbereich der Becken 0,5 m breite Kunststoffplatten horizontal in den Bodenkörper eingelassen waren, mußten unter zusätzlicher Berücksichtigung der Probennahmerohre (in der Abbildung durch "o" gekennzeichnet) und der auf Seite 30 beschriebenen Stelle zur Probebohrung, die Bodenproben nahe dem Ein/Ablauf in mindestens 1 m Entfernung von der Beckenkante gewonnen werden.

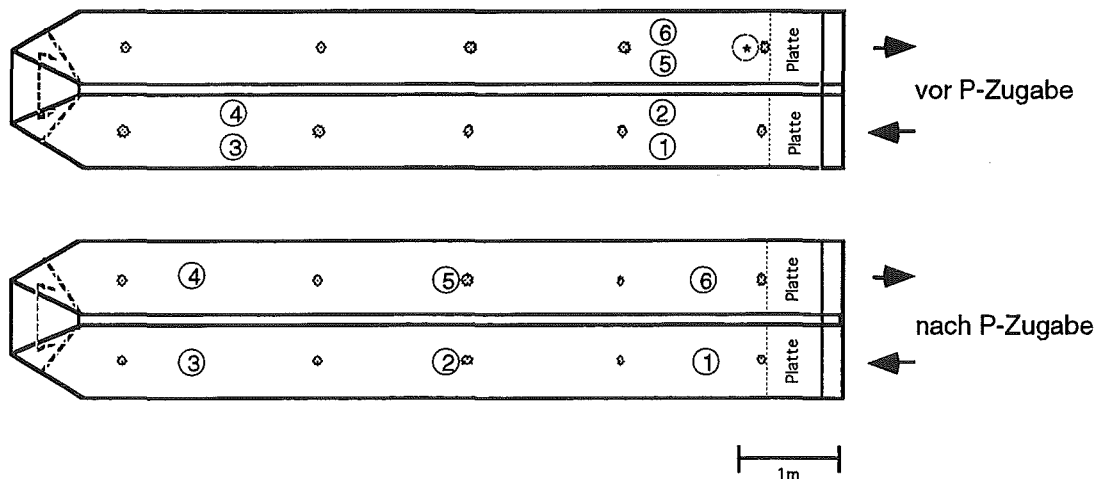


Abb. II.3: Beprobungsmuster des Bodenkörpers der AMOVA-Systeme.
 Oben: vor Phosphatzugabe, unten: nach Phosphatzugabe.
 Nicht durch Zahlen markierte Stellen "o" bezeichnen die Position der fest installierten Probennahmerohre. "*" bezeichnet die Stelle der Probebohrung.

Die Bodenproben wurden mittels Stechzylindern entnommen. Es wurden 35 cm lange Zylinder aus VA-Stahl (EN ISO 1127), mit 15 cm Innendurchmesser und 2 mm Wandstärke, verwendet. Die Zylinder waren an ihrer Unterseite zur besseren Durchdringung des Bodenkörpers angeschärft.

Zur Probennahme wurden zunächst die oberirdischen Organe der jeweiligen Vegetation entfernt und der Stechzylinder senkrecht auf den Bodenkörper gestellt. Es wurde ein weiterer Stahlzylinder gleichen Innendurchmessers aufgesetzt, der den Stechzylinder seitlich 2,5 cm überlappte. Der Stahlzylinder war in 2 cm Höhe (Innendurchmesser Stechzylinder) durch einen 1 cm dicken Deckel verschlossen, in den zwei Bohrungen ($\varnothing$ 0,4 cm) zum Entweichen der Luft bei Bodenprobenentnahme eingelassen waren. Die Zylinder wurden mit einem Vierkanthammer aus Kunststoff senkrecht soweit in den Boden eingeschlagen, daß die Oberkante des Bodenkörpers der des Stechzylinders entsprach. Um den Stahlzylinder während des Eintreibens senkrecht zu halten, wurde der über den Boden ragende Teil mit Textilriemen fixiert.

Nach Einschlagen wurde der den Stechzylinder umgebende Boden entfernt, Wurzeln und Rhizom an der Unterkante der Bodenprobe mit einem Messer durchtrennt und die Bodenprobe mit Stahlzylinder entnommen. Das entstandene Grabungsloch im Becken wurde mit der restlichen Bodenmasse und Kies verfüllt. Nach Abtropfen des Stauwassers wurde die Wasserdurchlässigkeit der Bodenproben Nr. 1, 3 und 6 bestimmt (vgl. Kap. II-7.1.2). Die restlichen Proben wurden an Ober- und Unterseite mit Fliegendraht aus Aluminium abgedeckt und der Draht mit Packband seitlich am Stahlzylinder fixiert. Anschließend wurden sie mit mehreren Kunststofftüten dicht verschlossen und bis zur weiteren Verwertung bei -18 °C tiefgekühlt.

Während der Bodenprobenentnahme wurden in regelmäßigen Abständen Wasserproben im Ablauf der AMOVA-Systeme gewonnen. Sie wurden gemäß Kapitel II-3.1 analysiert. Zusätzlich wurde der TOC bestimmt. In dem aus den AMOVA-Systemen strömenden Wasser traten bei Bodenprobennahmen keine signifikanten Veränderungen auf.

Vor der eigentlichen Beprobung wurde zur Optimierung der Methoden im Januar 1995 am Ende der Fließstrecke des Beckens Phragmites II zusätzlich eine Bodenprobe entnommen. Sie ist in Abb. II.3 mit "*" gekennzeichnet. Auch bei dieser Bohrung veränderten sich weder der Phosphat- noch der anorganische Stickstoffgehalt des ausfließenden Wassers. Im Gegensatz hierzu stieg der

TOC-Gehalt nach der Beprobung innerhalb von fünf Stunden von ca. 2 auf bis zu 24 mg C/l und sank bis 18 Stunden nach Probennahme wieder annähernd auf den Ausgangswert ab. Bei Wiederbefüllung der Grabungsstelle nach 24 Stunden erhöhte er sich nochmals vorübergehend für 13 Stunden auf bis zu 9 mg C/l (Abb. II.4).

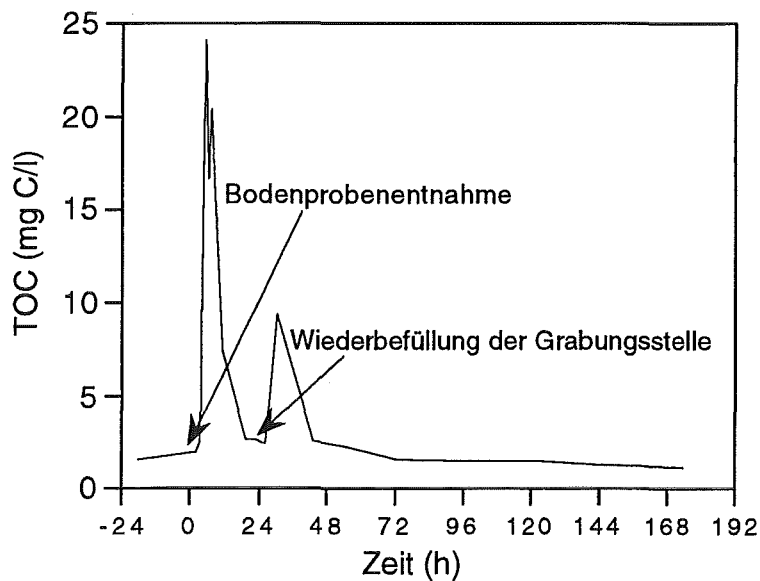


Abb. II.4: Verlauf des TOC-Gehaltes im Ablauf des Beckens Phragmites II in Abhängigkeit der Zeit nach Probebohrung am 10. Januar 1995.

TOC wurde somit ausschließlich vermehrt nach der Probebohrung ausgeschwemmt. Ein möglicher Grund hierfür ist einerseits die Lage der Entnahmestelle, die im Vergleich zum Hauptversuch (1 bis 1,5 m) nur 0,5 m vom Ablauf des Beckens entfernt lag. Unter Umständen freigesetzter organischer Kohlenstoff konnte daher im Hauptversuch über einen längeren Teil der Fließstrecke mikrobiell abgebaut werden. Andererseits betrug die Temperatur des Fließwassers bei Probenentnahme im Januar nur 6 °C, während sie bei Beprobung in März und November zwischen 6 und 14 °C schwankte. Die biologische Aktivität war infolgedessen im Januar zusätzlich vermindert, so daß ein mikrobieller Abbau von freigesetztem TOC weniger wahrscheinlich war.

3.3 Oberirdische pflanzliche Biomasse

Die oberirdische Biomasse wurde mit Beginn der Phosphatdosierung im April 1995 über die gesamte Vegetationsperiode in ca. sechswöchigen Abständen beprobt. Es wurden jeweils drei Testflächen entlang der Fließstrecke gewählt. Jede Testfläche entsprach 1 m Fließstrecke beider Beckenhälften (Abb. II.5). Aufgrund sehr hoher Halmdichten (vgl. Kap. IV-2.3.2.1) war es nicht möglich, jede Beckenhälfte gesondert zu berücksichtigen.

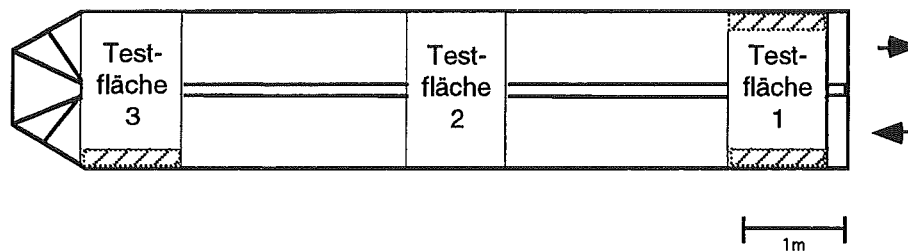


Abb. II.5: Beprobungsmuster für die oberirdische Biomasse der AMOVA-Systeme.

Sproßdichte und -höhe wurden in den Testflächen unter Geländebedingungen nicht-destruktiv bestimmt. Zusätzlich wurden, über den gesamten Bestand verteilt, 30 Halme im Becken Phragmites I und II sowie 10 Sprosse im Typhafilter entnommen. Anschließend wurden die biometrischen Kenngrößen und der Gesamtposphat-Gehalt der Sprosse gemäß Kapitel II-5.3 bestimmt.

Am Ende der Vegetationsperiode wurden zur präzisen Bestimmung des Ertrages die gesamten Sprosse in den Testflächen abgeerntet und den genannten Analysen unterzogen. Zusätzlich wurden an den Seiten der Testflächen 1 und 3 (schraffierter Bereich) jeweils 10 Halme gesondert untersucht, um eine mögliche Phosphatanreicherung in Abhängigkeit von der Fließstrecke erfassen zu können.

4 Chemisch-physikalische Analysen wässriger Proben

Die nach dem in Kapitel II-3.1 aufgeführten Entnahmemuster gewonnenen Wasserproben wurden den nachfolgenden Analysen unterzogen. Zusätzlich wurden die wässrigen Proben der Bodenextrakte und naßchemischen Aufschlüsse der Filterbestandteile untersucht (vgl. Kap. II-5.2 und II-5.3.2).

4.1 Phosphat

Phosphat kam in wässriger Lösung in verschiedenen Konzentrationen und Verbindungen in gelöster und ungelöster Form vor. Je nach Art des Phosphats wurden zur Bestimmung unterschiedliche Verfahren gewählt.

Grundlage aller in der vorliegenden Arbeit angewandten Verfahren war der colorimetrische Nachweis von Orthophosphat-Ionen in wässriger Lösung. Hierbei bildeten Orthophosphat-Ionen in schwefelsaurer Lösung in Gegenwart von Antimon-Ionen einen Komplex, der durch Ascorbinsäure oder Zinn(II)-chlorid zu photometrisch detektierbarem Phosphormolybdänblau reduziert wurde. Der Orthophosphat-Gehalt war der Farbintensität der Meßlösung im jeweiligen Anwendungsbereich direkt proportional und konnte mit Hilfe von Eichstandards ermittelt werden. Je nach Phosphatgehalt und Art der Probe wurde der Nachweis entweder automatisch mittels Fließinjektionsanalyse oder manuell durchgeführt.

4.1.1 Fließinjektionsanalyse

Mittels Fließinjektionsanalyse wurde Phosphat in einem Konzentrationsbereich zwischen 0,025 und 10 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ modifiziert nach den DEV bestimmt (DIN 38 405-D11-1). Die Fließinjektionsanalyse ist die physikalische oder chemische Messung von Substanzen in einem flüssigen Gemisch, das sich in Schläuchen mit kleinem Durchmesser fortbewegt. Eine bestimmte Probenmenge wird in einen kontinuierlichen Fluß einer Trägersubstanz injiziert, die durch ein Detektorsystem strömt. Während des Transportes verteilt sich die Probenmenge in den Grundstrom, der bei der Phosphatbestimmung ein Reagenz beinhaltet, das die beschriebene Farbreaktion auslöst. Die Farbreaktion wird im Detektor gemessen.

Der Phosphatgehalt wurde in einem Flow-Injection-Analyser (Fa. Tecator, Aquatec 5400) detektiert. Je nach Injektionsvolumen konnten innerhalb der o.g. Konzentrationsspanne verschiedene Meßbereiche gewählt werden (Tab. II.3). Zur Reduktion des Phosphormolybdänkomplexes wurde Zinn(II)-chlorid verwendet. Die Detektion des Komplexes erfolgte bei 690 nm. Die Meßgenauigkeit des Systems betrug $\pm 2 \%$.

Tab. II.3: Wählbare Meßbereiche bei Phosphatbestimmung mittels Fließinjektionsanalyse

Injektionsvolumen	Meßbereich
200 μl	0,025 - 0,5 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P/l}$
30 μl	0,5 - 10 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P/l}$

Orthophosphat

Zur Orthophosphat-Bestimmung wurden nur sterilfiltrierte Wasserproben verwendet (vgl. Kap. II-3.1). Als Trägersubstanz des Probenstroms im Analysengerät wurde gemäß Herstellerangaben A. bideion. verwendet. Die Eichstandards wurden entsprechend mit A. bideion. erstellt.

Gesamtphosphat

Mittels Fließinjektionsanalyse wurde ausschließlich der Gesamtphosphat-Gehalt der Aufschlüsse von Bodenproben und pflanzlicher Biomasse bestimmt. Zum Gesamtphosphat-Gehalt von Wasserproben vergleiche Kapitel II-4.1.2.

Vor der Messung wurden die Proben gemäß Kapitel II-5.2.4 und II-5.3.2 mittels Perchlorsäure aufgeschlossen, um sie in die photometrisch nachweisbare Form des Orthophosphats zu überführen. Aufgrund der hohen Salzkonzentration in der entstandenen Probenlösung (Leitfähigkeit 26 mS/cm) und sich daraus ergebender Störungen des photometrischen Nachweises mußten die Eichlösungen in gleicher Weise vorbehandelt werden. Auch die Trägersubstanz des Meßgerätes wurde durch Erstellen einer zusätzlichen Blindwertlösung angepaßt. Der relative Meßfehler betrug $\pm 5 \%$.

4.1.2 Manuelle Bestimmung

Orthophosphat

Die manuelle Orthophosphat-Bestimmung wurde im Konzentrationsbereich zwischen 0 und 200 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ nach den DEV (DIN 38 405-D11-1) durchgeführt. Phosphatgehalte unter 25 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ in den Abläufen der AMOVA-Systeme, die außerhalb des Meßbereichs der Fließinjektionsanalyse lagen, konnten auf diese Weise analysiert werden.

Grundlage des Verfahrens war die beschriebene Bildung von Phosphormolybdänblau unter Verwendung von Ascorbinsäure als Reduktionsmittel. Die Intensität der Blaufärbung wurde mittels einer Quarzküvette mit 5 cm Schichtdicke bei 880 nm in einem Spektralphotometer (Fa. Hitachi, Einstrahl-Spektrophotometer 100-40) nach 15-minütiger Reaktionszeit bestimmt. Die Meßgrenze lag bei 1 $\mu\text{g P/l}$, die Genauigkeit des Verfahrens betrug $\pm 4 \%$.

Gesamtposphat

Zur Bestimmung des Gesamtposphat-Gehaltes von Wasserproben wurde der Aufschluß der Phosphorkomponenten mittels Kaliumperoxodisulfat gewählt (DEV: DIN 38 405-D11-2). Die Wirksamkeit des Aufschlusses ist nach den DEV zwar bei größeren Gehalten an organischen Stoffen und/oder organisch gebundenem Phosphor eingeschränkt. Da der Ein- und Ablauf der AMOVA-Systeme mit ca. 2 mg TOC nur geringe Mengen organischer Stoffe und damit gebundenen Phosphors enthielten (vgl. Kap. II-3.2, Abb. II.4), konnte das genannte Verfahren angewendet werden. Zusätzlich ist der Aufschluß mit Kaliumperoxodisulfat in der Durchführung weitaus einfacher als der in Kapitel II-5.2.4 beschriebene mit Perchlorsäure und war infolgedessen für Routineuntersuchungen besser geeignet.

Zum Aufschluß wurden je nach erwartetem Phosphatgehalt bis zu 40 ml der wässrigen Proben mit 25 %iger H_2SO_4 auf pH 1 angesäuert, mit 4 ml Kaliumperoxodisulfatlösung (50 g $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8/\text{l}$) versetzt und 30 min. zum gelinden Sieden erhitzt. Die Proben wurden abgekühlt und auf ca. 40 ml mit A. bideion. aufgefüllt. In gleicher Weise wurden Blindwert- und Eichlösungen hergestellt. Ihr Orthophosphat-Gehalt wurde, wie oben beschrieben, bestimmt. Der relative Meßfehler betrug $\pm 5 \%$.

4.2 Ammonium, Nitrit und Nitrat

Die Bestimmung der Ammonium-, Nitrit- und Nitratkonzentration wurde mit Hilfe eines Autoanalysers der Fa. Cenco (Breda, NL) durchgeführt. Der Autoanalyser besteht im wesentlichen aus Probengeber, Probennehmer, Schlauchpumpe und Reaktionskompartimenten, Wasserbad, Photometer (Fa. Skalar 6000) und Schreiber (Fa. Laumann). Die sterilfiltrierten Proben wurden automatisch eingezogen und auf drei Meßkanäle aufgeteilt. Der Nachweis von Ammonium, Nitrit und Nitrat erfolgte über eine spektralphotometrische Messung.

Ammonium

Die Ammoniumkonzentration wurde mit einer modifizierten BERTHELOT'schen Reaktion bestimmt. Zur Erhöhung des pH-Wertes auf pH 12 bis 13 wurde die Probe mit einer Pufferlösung versetzt. Durch Hydrolyse von Dichlorisocyanursäure entstandene Hypochloridionen bildeten anschließend über Substitutionsreaktionen mit dem so entstandenen Ammoniak Monochloramine. Aus diesen wurden unter Katalyse von Natriumnitroprussid im basischen Milieu mit Natriumsalicylat blaue Farbkomplexe gebildet, deren Extinktion bei 660 nm detektiert wurde.

Nitrit und Nitrat

Nach Dialyse der Probe gegen eine Pufferlösung bildete Nitrit in saurem Milieu mit Sulfanilamid ein Diazoniumsalz, das sich durch Kopplung an N-(1-Naphtyl)-ethylendiamindihydrochlorid rotviolett färbte. Die Extinktion der entstandenen Farbkomplexe wurde photometrisch bei 540 nm detektiert. Zur Bestimmung der Nitratkonzentration wurde Nitrat im alkalischen Milieu mit Hydraziniumsulfat zunächst zu Nitrit reduziert. Nitrit wurde in der bereits beschriebenen Weise analysiert.

Alle detektierten Extinktionen wurden von einem Schreiber aufgezeichnet. Die Konzentration der gemessenen Farbkomplexe stand in direkter Korrelation zu deren Extinktion und wurde mit Hilfe von Eichstandards ermittelt. Der Meßbereich des Ammoniumkanals lag zwischen 0 und 10 mg NH_4^+ -N/l, der des Nitritkanals zwischen 0 bis 1 mg NO_2^- -N/l. Nitrat konnte in einem Konzentrationsbereich von 0 bis 10 mg NO_3^- -N/l bestimmt werden. Die Nitratkonzentration wurde durch die Subtraktion der Nitritkonzentration von der Summe aus Nitrat und Nitrit bestimmt.

Während der Untersuchungen konnten Ammonium und Nitrit zu keinem Zeitpunkt im Wasser der AMOVA detektiert werden. Sie werden daher in der vorliegenden Arbeit nicht gesondert aufgeführt.

4.3 Chlorid

Der Chloridgehalt wässriger Proben wurde mittels Ionenchromatographie über einen Leitfähigkeitsdetektor bestimmt (MÜLLER 1984). Das Prinzip der Ionenchromatographie beruht auf der verschiedenen starken Bindung zwischen Ionen und Austauschersäule, die zu unterschiedlichen Retentionszeiten führt. Die Ionen können infolgedessen anschließend sukzessiv detektiert werden.

Zur Analyse wurden auf die Anionenaustauschersäule (HIPC-AS4a) einer HPLC (Fa. Dionex, 2000i) durch einen automatischen Probengeber (Fa. Millipore, Wisp) 50 µl sterilfiltrierter Probe aufgetragen. Chlorid wurde mittels Carbonatpuffer von der Trennsäule eluiert.

Um die Leitfähigkeit des Carbonatpuffers und dadurch die Meßempfindlichkeit zu erhöhen, wurde das Eluens nachfolgend in einem Mikromembransuppressor (AMMS-1) mit 0,025 M H₂SO₄ angesäuert. Die Messung erfolgte bei einer Detektionsgrenze von maximal 100 µS/cm. Die entstehenden Peaks wurden von einem Integrator (Fa. Shimadzu, C-R3A) aufgezeichnet und der Chloridgehalt durch Integration der Peakfläche gegen die Retentionszeit ermittelt. Vor Eingabe der Proben wurde die HPLC mit einem externen Standard (Fa. Merck, Titrisol 5603) entsprechend 100 mg Cl⁻/l geeicht. Die relative Meßfehler betrug ± 3 %.

4.4 Organischer (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die Gesamtkohlenstoffgehalt (TC) einer Probe setzte sich aus organischem Kohlenstoff (TOC) und anorganischem Kohlenstoff (IC) zusammen. Der TOC wurde von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und partikulärem organischen Kohlenstoff (POC) gebildet.

TOC und DOC wurden mit einem Carbon-Analyser der Firma Shimadzu (TOC 5000) mit einem modifizierten Verfahren der DEV (DIN 38409-H-13) bestimmt.

Der TOC wurde indirekt durch Messung von TC und IC ermittelt. Zur Bestimmung des TC wurde zunächst ein Aliquot der Probe in einer Verbrennungsröhre zu CO₂ oxidiert. Das CO₂ wurde nachfolgend in reinen Stickstoff als Trägergas aufgenommen, durch ein IC-Reaktionsgefäß geführt und getrocknet. Das CO₂ wurde abschließend mittels Infrarot-Gasanalysator detektiert. Zur IC-Bestimmung wurde das Aliquot direkt in das säuregefüllte IC-Reaktionsgefäß (25 % H₃PO₄) geführt. Das CO₂ wurde mit Hilfe des Trägergasstromes ausgetrieben und in der o.g. Weise detektiert.

Die Fläche der detektierten Peaks war direkt proportional zur Kohlenstoffkonzentration der Probe und wurde durch Kalibrierung des Analysators mit Eichstandards bestimmt. Die Meßgenauigkeit lag in den verwendeten Meßbereichen 0 bis 6 mg C/l , 10 bis 60 mg C/l und 50 bis 200 mg C/l unter $\pm 2\%$ Abweichung vom Eichstandard. Der TOC-Gehalt jeder Probe wurde durch Subtraktion der IC- von der TC-Konzentration ermittelt.

Zur DOC-Bestimmung wurde der POC in den Wasserproben durch Filtration (Fa. Sartorius, Cellulosenitratfilter, Porenweite $\varnothing$ 0,45 μ m) oder Zentrifugation vor der Messung entfernt und der DOC-Gehalt der Probe gemäß der TOC-Bestimmung ermittelt.

4.5 Multielementanalyse mittels Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES)

Die Analysen wurden von der Zentralabteilung für Chemische Analysen (ZCH) des Forschungszentrums Jülich durchgeführt. Die ICP-AES beruht auf dem Prinzip der Anregung der Atome in energiereichere Zustände durch eine Energiequelle (hier Argonplasma von ca. 8000 K). Die nach der Anregung auf ihr Ausgangsniveau zurückfallenden Elektronen emittieren Licht, wobei jedes Element ein spezifisches Emissionsspektrum mit einem eigenen Satz von Wellenlängen aufweist (HUBER 1982).

Die spektrale Zerlegung des Lichts erfolgt durch Beugung an einem Gitter, welches gleichzeitig die Spektrallinien auf dem Rowlandkreis scharf abbildet. Über Austrittsspalte und Spiegel fällt das Licht auf Photoröhren, die es verstärken und deren Signale in Integratoren zeitabhängig gesammelt werden. Die Ladungen der Integratoren werden rechnergesteuert abgefragt und in Konzentrationen der Elemente ausgerechnet. Mit der ICP-AES können insgesamt

ca. 62 Elemente erfaßt werden. In der vorliegenden Arbeit wurden folgende Elemente bestimmt: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn und Na. Der Konzentrationsbereich lag zwischen einigen $\mu\text{g/l}$ und bis zu 2 %. Die Meßgenauigkeit betrug für Hauptelemente ± 1 bis 2 %, für Spuren ± 10 bis 30 % (ZCH 1997).

Die ICP-AES setzte sich aus folgenden Geräten zusammen:

Lichtquelle: Frequenzstabilisiertes oder leistungsstabilisiertes Ar-Plasma.
Generatoren: Henry-Generator, 27, 14 MHz, 700 W, frequenzstabil. Flender-Himmel Generator, 27, 14 MHz, bis 1,5 KW, leistungsstabil.

Spektrometer: ARL-34000, Vakuumspektrometer in Paschen-Runge Montage, 1080 Strich/mm Gitter 1.2.3.-Ordnung von 170 - 820 nm. 50 Simultankanäle und Monochromator für ein weiteres, beliebiges Element. ARL-3580, Vakuumspektrometer in Paschen-Runge Montage, Simultan- und Sequenzgerät, 1080 Strich/mm Gitter in 1.2.3. Ordnung von 170 - 820 nm, 29 Simultankanäle, sequentiell alle weiteren bestimmbaren Elemente, auch für organische Lösungen geeignet (ZCH 1997).

4.6 pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential

pH-Wert

Der pH-Wert wurde mit einem Meßgerät der Firma Schott (CG 817 T) und einer pH-Elektrode (Fa. Ingold, 405-60-57) ermittelt.

Sauerstoffkonzentration

Die Sauerstoffgehalt wurde mit einem Meßgerät der Firma Syland (Simplair 4002-FS) mit einer Gold/Silberelektrode registriert. Die Meßgenauigkeit betrug $\pm 0,01 \text{ mg O}_2/\text{l}$.

Da die Wasserströmung entlang der Fließstrecke in den AMOVA-Systemen unterhalb der geforderten Anströmgeschwindigkeit der Elektrode von 30 cm/s lag, konnte die Sauerstoffkonzentration nicht direkt gemessen, sondern mußte nach Probennahme unter künstlicher Anströmung im Labor bestimmt werden.

Zur Probennahme wurde in die jeweilige Meßstelle ein PVC-Schlauch eingebracht und das Wasser mittels einer Spritze angesaugt. Das freie Schlauchende wurde bis zum Boden in eine 250 ml Enghals-Glasflasche eingeführt, die neben einem der AMOVA-Systeme stand. Die Flasche befand sich unterhalb des Wasserspiegels, so daß aufgrund des hydraulischen Gefälles das Wasser aus dem Becken in die Flasche lief. Um einen Eintrag von Luftsauerstoff in die Probe zu verhindern, wurde so lange Wasser unterhalb des Wasserspiegels der bereits vorhandenen Probe in die Flasche eingeströmt, bis die ca. zweifache Menge des Flascheninhalts durch deren Hals übergelaufen war. Die Probe wurde bis zur weiteren Analyse mit einem eingeschliffenen Glasstopfen verschlossen.

In die Probe wurde nachfolgend eine Elektrode mit Magnetpaddel eingeführt. Der Magnet wurde mit Hilfe eines Strömungsgebers (Fa. Syland, MAGN-O₂-TRON 2000) bewegt und die Elektrode künstlich angeströmt. Die Sauerstoffkonzentration der Probe wurde nach Erreichen eines konstanten Meßwertes registriert.

Redoxpotential

Das Redoxpotential wurde nach den DEV (DIN 38404-C-6) mit einem pH-Meter (Fa. Schott, CG 817 T) bestimmt. Es wird als Spannung zwischen einem inerten Elektronenleiter und der Standardwasserstoffelektrode angegeben. Die Messung erfolgte mit einer Platinelektrode gegen eine Quecksilber/Quecksilberchlorid-Bezugselektrode. Die so ermittelte Spannung wurde auf die Standardwasserstoffelektrode umgerechnet.

Das Redoxpotential ist temperaturabhängig. Die Änderung der Standardspannung der Bezugselektrode bei Veränderung der Temperatur mußte deshalb bei Ermittlung der Redoxspannung zusätzlich berücksichtigt werden. Das Redoxpotential ändert sich auch in Abhängigkeit des pH-Wertes. Ein Anstieg des pH-Wertes um eine Einheit hat eine Erhöhung des Redoxpotentials um 58 mV zur Folge und umgekehrt. Zur besseren Vergleichbarkeit der Messungen untereinander werden daher im folgenden alle Meßwerte auf pH 7 bezogen und somit als Eh₇-Werte aufgeführt. Das Eh₇ wurde mit Hilfe folgender Gleichung errechnet:

$$Eh_7 = U_G + U_B + (pH_{ist} - 7) \cdot 58 \text{ mV}$$

Eh ₇	=	Redoxpotential (mV)
U _G	=	gemessene Spannung (mV)
U _B	=	Standardspannung der eingesetzten Bezugselektrode (mV)
pH _{ist}	=	gemessener pH-Wert

5 Charakterisierung der Filterbestandteile

Proben des Bodenkörpers und der oberirdischen pflanzlichen Biomasse wurden gemäß Kapitel II-3.2/3 gewonnen und den nachfolgend aufgeführten Analysen unterzogen.

5.1 Bodenkörper

5.1.1 Bestimmung von Bodentyp und -schichten

Vor Bestimmung des Bodentyps wurden die tiefgefrorenen Stahlzylinder mit einer Heißluftpistole (Fa. Metabo) entlang der Seiten bis hin zum Antauen der Schnittkanten des Bodenkörpers erwärmt. Der Stahlzylinder wurde fixiert und der Oberkante des Zylinders (Streuauflage) eine Kunststofftüte gleichen Durchmessers übergestülpt. Die Bodenprobe wurde anschließend von der gegenüberliegenden Seite aus hinausgedrückt und erneut bis zum vollständigen Gefrieren bei -18 °C tiefgekühlt.

Zur Differenzierung des Bodentyps wurden die Bodenschichten anschließend nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1979) bestimmt und das Aussehen der tiefgefrorenen Bodenproben photographisch dokumentiert. Zur weiteren Verarbeitung siehe das nachfolgende Kapitel.

5.1.2 Trennung von Boden und pflanzlicher Biomasse

Die Bodenschichten wurden mit Hilfe eines Messers getrennt und bei Raumtemperatur vollständig aufgetaut. Wurzeln, Rhizom und Boden wurden je Bodenschicht voneinander getrennt. Den Pflanzenorganen anhaftender Boden wurde durch Abkratzen entfernt und das Volumen der unterirdischen Biomasse (vgl. Kap. II-5.1.5) bestimmt. Alle Bestandteile wurden anschließend gemäß Kapitel II-5.1.4 getrocknet.

5.1.3 Trennung von Bodenskelett und Feinsubstrat

Die Korngrößenverteilung ist eine der wichtigsten Bodeneigenschaften hinsichtlich der Filterung von anorganischen und organischen Stoffen, also auch Nährstoffen wie Phosphat. Die Körnung eines Bodens unterteilt man mit konven-

tionell festgelegten Grenzen in Korngrößenfraktionen. Die Fraktionen < 2 mm werden als Feinboden bezeichnet. Die Fraktionen > 2 mm werden im Begriff Bodenskelett zusammengefaßt (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979).

In den AMOVA-Systemen entsprach das Bodenskelett im wesentlichen dem Rollkies ($\varnothing 2 - 8$ mm), der als Füllsubstrat bei Errichtung der Versuchsanlage eingebracht wurde. Der Feinboden bestand aus überwiegend durch Neubildung entstandenem Substrat.

Zur Trennung von Bodenskelett und Feinboden wurde der lufttrockene Boden über ein Sieb mit 2 mm Maschenweite gesiebt. Hierbei wurden die Bodenaggregate durch sanftes Drücken zerkleinert. Die gewonnenen Proben wurden bis zur weiteren Verarbeitung in Kunststoffgefäßen aufbewahrt. Durch starke Wurzelbildung im Boden enthielt der Feinboden der AMOVA-Systeme auch einen Anteil nicht entfernbarer Wurzelhaare. Er wird deshalb im folgenden als Feinsubstrat bezeichnet.

5.1.4 Bestimmung der Trockensubstanz

Die pflanzliche Biomasse des Bodenkörpers wurde in einem gut gelüfteten Trockenschrank bei $85\text{ }^{\circ}\text{C}$ bis zum Konstantgewicht getrocknet. Anschließend wurden die Proben bei Raumfeuchte abgekühlt und ihre Trockensubstanz ermittelt.

Die Bodenproben wurden in gleicher Weise behandelt, wobei diese an der Raumluft getrocknet wurden. Vor Wägung wurde der Boden in Bodenskelett und Feinsubstrat getrennt (vgl. II-5.1.3).

5.1.5 Bestimmung des Porenvolumens

Die Bestimmung des Porenvolumens der Bodenproben ermöglichte Aussagen über eine etwaige Veränderung des für die Wasserströmung verfügbaren Hohlraumes durch Pflanzenbewuchs. Das Porenvolumen wurde indirekt über das Volumen fester Filterbestandteile ermittelt.

Zur Untersuchung des Wurzelstocks wurde frisches, nicht getrocknetes Probenmaterial verwendet. Das Rhizomvolumen wurde durch Messung von Durchmesser und Länge jedes Rhizoms mit einer Schieblehre bestimmt. Zur

Ermittlung des Wurzelvolumens wurden 20 g Frischgewicht der Wurzelmasse in einem mit 50 ml Wasser gefüllten 100 ml-Standzylinder untergetaucht und die Volumenverdrängung gemessen. Es wurden Dreifach-Bestimmungen durchgeführt. Anschließend wurden die Wurzeln gesondert getrocknet (vgl. Kap. II-5.1.4) und ihr Trockengewicht ermittelt. Das Wurzelvolumen wurde durch Vergleich des Trockengewichtes der Probe mit dem der gesamten Wurzelmasse errechnet.

Das Volumen von Feinsubstrat und Bodenskelett wurde nach deren Trocknung bestimmt. 10 g TS Feinsubstrat bzw. 25 g TS Bodenskelett wurden in je einem mit 50 ml Wasser gefüllten 100 ml-Standzylinder untergetaucht und das durch sie verdrängte Volumen ermittelt. Es wurden Dreifach-Bestimmungen durchgeführt. Das Volumen von Feinsubstrat und Bodenskelett wurde nachfolgend unter Berücksichtigung der Gesamttrockenmasse berechnet.

Abschließend wurde die Summe des Volumens aller Bodenbestandteile gebildet und das Porenvolumen aus der Differenz des Gesamtvolumens des Stechzylinders und der Anteile fester Substanz ermittelt.

5.2 Boden

5.2.1 Extraktion NaOH-löslicher Huminstoffe

Die Extraktion löslicher Huminstoffe erfolgte in Anlehnung an PAGE et al. (1982) und SCHUPPLI et al. (1988). 25 g lufttrockenes Bodenskelett bzw. 10 g Feinsubstrat wurden in 250 ml Kautexflaschen eingewogen und mit 0,1 M NaOH versetzt. Die Flaschen wurden verschraubt und 24 Stunden bei ca. 70 Upm geschüttelt. Anschließend wurde die Extraktionslösung bei 9000 rpm 10 Minuten zentrifugiert (Fa. Sorvall, RC-5B) und der Überstand abdekantiert. Das Pellet wurde erneut in 200 ml 0,1 M NaOH aufgenommen und eine Stunde geschüttelt. Nach erneuter Zentrifugation wurde der Überstand mit dem ersten Dekantat vereinigt und mit A. deion. auf 500 ml aufgefüllt.

Als Maß für den Huminstoffgehalt wurde der DOC des erhaltenen Extraktes gemäß Kapitel II-4.4 bestimmt. Der Huminstoffgehalt wurde in mg C/g TS Bodenprobe angegeben.

5.2.2 Extraktion schlecht kristalliner Fe-, Al- und Mn-Oxide

Die Extraktion schlecht kristalliner Fe-, Al- und Mn-Oxide mittels Ammoniumoxalat wurde nach TAMM modifiziert nach SCHWERTMANN (1964) durchgeführt. 10 g lufttrockenes Bodenskelett bzw. 2 g Feinsubstrat wurden in 250 ml Kautexflaschen eingewogen, mit 100 ml Ammoniumoxalat-Lösung versetzt und unter Lichtausschluß eine Stunde geschüttelt.

Tab. II.4: Ammoniumoxalat-Lösung zur Fe-, Al- und Mn-Oxidextraktion

$(\text{COOH})_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	17,56 g
$(\text{COONH}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	28,49 g
ad 1 l A.bideion./pH 3,25	

Anschließend wurden sie durch einen trockenen Faltenfilter (Fa. Schleicher & Schüll, Schwarzband) filtriert. Die ersten 5 bis 10 ml wurden verworfen und das übrige Filtrat aufgefangen. Die Elementbestimmung im Filtrat erfolgte mittels Multielementanalyse im ICP-AES gemäß Kapitel II-4.5.

5.2.3 Calcium-Extraktion

Der Calciumgehalt des Bodens wurde in Anlehnung an die Fraktionierung für Bodenphosphate nach PAGE et al. (1982) ermittelt. Hierzu wurden 10 g lufttrockenes Bodenskelett bzw. 1 g Feinsubstrat mit 50 ml 1 N HCl in Erlenmeyerkolben (100 ml) unter Umschwenken versetzt und 1 Stunde geschüttelt. Anschließend wurde die Probe durch einen Faltenfilter (Fa. Schleicher & Schüll, Schwarzband) abfiltriert. Die ersten 5 bis 10 ml wurden verworfen. Das übrige Filtrat wurde aufgefangen und der Calciumgehalt der Lösung mittels ICP-AES bestimmt (vgl. Kap. II-4.5).

5.2.4 Naßchemische Oxidation zur Bestimmung des P_{ges} -Gehaltes

Der Aufschluß des Bodens zur Bestimmung des Gesamtphosphat-Gehaltes erfolgte in Anlehnung an RÖSKE (1992). Grundlage des Verfahrens ist die Oxidation organischen Materials durch Perchlorsäure und die Auflösung

phosphathaltiger anorganischer Formen im stark sauren Milieu, so daß alle phosphathaltigen Verbindungen in die des colorimetrisch nachweisbaren Orthophosphats überführt werden.

1 g lufttrockenes Feinsubstrat bzw. 3 g Bodenskelett wurden hierzu in Kjeldahlkolben (Fa. Büchi) mit 12,5 ml Aufschlußsäuregemisch versetzt, die sich aus folgenden Bestandteilen zusammensetzte:

2	Volumenteile 60 %ige HClO_4
10	Volumenteile konz. HNO_3

Nach Zugabe von Glasperlen als Siedehilfe wurden die Proben 30 bis 60 min. in einem Aufschlußgerät (Fa. Büchi, Digestor 430) bei 180 °C bis zur Farblosigkeit der Lösung aufgeschlossen. Die säurehaltige Abluft wurde in einem Scrubber (Fa. Büchi, Scrubber 412) gereinigt.

Der stark saure Aufschluß wurde von den zurückgebliebenen Quarzkörnern abdekantiert, die Kjeldahlkolben mehrfach mit A. deion. gespült und die Probe auf ca. 700 ml mit A. deion. ergänzt. Um die Zeit der nachfolgenden Titration zu verkürzen, wurden der Probe ca. 20 g KOH-Plättchen zugefügt und gelöst. Die Lösung wurde anschließend mittels ca. 4 M KOH im automatischen Titrator (Fa. Mettler, Compact Titrator DL 20) auf pH 2 titriert und auf 1 l aufgefüllt. Der pH-Wert wurde gegebenenfalls manuell auf pH 2 nachreguliert. Der Orthophosphat-Gehalt der Lösung wurde gemäß Kapitel II-4.1 photometrisch bestimmt.

5.2.5 Bestimmung der Phosphataufnahmekapazität der Bodenmatrix im Batchversuch

Die Phosphataufnahmekapazität der AMOVA-Systeme konnte im Feldversuch nicht bestimmt werden (vgl. Kap. IV-2.3). Die Phosphataufnahmekapazität der Bodenmatrix wurde daher im Batchversuch ermittelt. Hierzu wurden jeweils 1 g lufttrockenes Feinsubstrat bzw. 10 g Bodenskelett in Erlenmeyerkolben (100 ml) eingewogen und mit 50 ml Phosphatlösung versetzt.

Die Phosphatlösung bestand aus Leitungswasser, das mit KH_2PO_4 auf 200 μgPO_4^{3-} -P/l angereichert war und dessen pH-Wert auf pH 7 eingestellt wurde. Die Lösung entsprach damit weitgehend dem im Befruchtungsversuch der AMOVA-Systeme eingesetzten Substrat. Nur der pH-Wert unterschied sich

von dem des in die Helophytenfilter eingespeisten Wassers ($\text{pH } 8,3 \pm 0,4$). Da im Wasserstrom entlang der Fließstrecke der pH-Wert innerhalb der ersten 2 bis 4 m Fließstrecke auf pH 6,5 bis 7,4 erniedrigt wurde (vgl. Kap. IV-2.3.1), und somit im überwiegenden Teil des Beckens durchschnittlich ca. pH 7 vorherrschte, wurde dieser als Richtwert in den Batchversuchen verwendet.

Die Versuchansätze wurden mit Hilfe eines Schüttlers bei Raumtemperatur kontinuierlich durchmischt. Die Lösung wurde im Batchansatz analog der durchschnittlichen Verweildauer des Wassers in den AMOVA-Systemen alle vier Tage erneuert. Hierzu wurden die Versuchansätze in einer Tischzentrifuge (Fa. Ecco, EII 11) 5 Minuten bei 1000 rpm zentrifugiert, und der Überstand abdekantiert. Das Dekantat wurde sterilfiltriert (Fa. Sartorius, Cellulosenitratfilter, Porenweite $0,2 \mu\text{m}$), und der Orthophosphat-Gehalt der Lösung gemäß Kapitel II-4.1.1 bestimmt. Das Pellet wurde in 50 ml Phosphatlösung aufgenommen, und die Ansätze erneut bis zur nächsten Beprobung geschüttelt.

In Batchversuchen, die nicht unter oxischen, sondern unter anaeroben Bedingungen stattfanden, wurden der Phosphatlösung vor Versuchbeginn zur Reduktion des Milieus 2 ml Bicarbonat/Dithionit Lösung zugesetzt (Tab. II.5) und die Erlenmeyerkolben luftdicht verschraubt.

Tab. II.5: Zusammensetzung der Bicarbonat/Dithionitlösung zur Reduktion des Milieus im Batchversuch (in Anlehnung an PSENNER 1984), der zur Bestimmung der Phosphataufnahmekapazität diente.

NaHCO_3	9,24 g/l
$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$	20 g/l

Da Sulfide den photometrischen Nachweis von Orthophosphat stören, wurde H_2S nach Probennahme unter Zusatz von 10 ml 0,025 M EDTA nach PSENNER et al. (1984) durch einstündige Begasung mit synthetischer Luft aus der Probe ausgegast.

5.3 Pflanzliche Biomasse

5.3.1 Bestandsstruktur oberirdischer Biomasse

Die Vegetation wurde methodisch nach OSTENDORP (1982) charakterisiert:

1. Ermittlung der Sproßdicke und -höhe: Die Sproßdicke wurde in jeweils drei Testflächen gemäß Kapitel II-3.3 entlang der Fließstrecke ausgezählt. Die Sproßhöhe wurde mit einem 4 m langen Zollstock gemessen.
2. Bestimmung des Basaldurchmessers der Halme: Der Durchmesser wurde am untersten Internodium jedes Halmes mit einer Schieblehre ermittelt.
3. Ermittlung der Gesamtbiomasse: Die Biomasse wurde unter Berücksichtigung des Trockensubstanzgehaltes der entnommenen Proben und der Halmdichte der Testflächen ermittelt. Der Trockensubstanzgehalt wurde gemäß Kapitel II-5.1.4 bestimmt.

5.3.2 Naßchemische Oxidation zur Bestimmung des P_{ges} -Gehaltes

Pflanzliche Proben wurden nach ESTEVES (1978) naßchemisch oxidiert. 0,5 g gemäß Kapitel II-5.1.4 getrocknete, pulverisierte Probe wurden mit 13 ml Aufschlußsäuregemisch in einem Kjeldahlkolben versetzt und bei 180 ° C bis zur Farblosigkeit aufgeschlossen. Das Säuregemisch entsprach folgender Zusammensetzung:

2	Volumenteile 60 %ige HClO_4
10	Volumenteile konz. HNO_3
1	Volumenteil konz. H_2SO_4

Die Proben wurden gemäß Kapitel II-5.2.4 bis zur spektralphotometrischen Messung weiterverarbeitet.

6 Statistische Auswertung einer Phosphatanreicherung im Bodenkörper durch den "Vorzeichen-Rang-Test von WILCOXON"

Da bei unvollständiger Phosphatabsättigung der Filterbestandteile im "Pfropfenstromreaktor" Helophytenfilter ein nicht genau definierbarer Gradient in der Phosphatverteilung entlang der Fließstrecke ausgebildet wurde, mußte zur statistischen Evaluierung einer möglichen Phosphatanreicherung ein verteilungsunabhängiger Test angewendet werden. Die Ergebnisse wurden daher mit dem "Vorzeichen-Rang-Test von WILCOXON" statistisch ausgewertet (PFLANZAGL 1974).

Grundgedanke des Verfahrens ist die Evaluierung der Hypothese, daß der Median einer Stichprobe dem einer anderen Stichprobe gleichen Umfangs entspricht. Voraussetzung ist die symmetrische Verteilung der Werte beider Stichproben, d.h. jedem Wert der einen Stichprobe wird einer der anderen zugeordnet.

Zur Durchführung des Tests werden nach Paarbildung der Meßwerte deren Differenzen ermittelt. Die Beträge der Differenzen werden ihrem Absolutbetrag nach in der Weise durch Rangzahlen ersetzt, daß beginnend beim niedrigsten Betrag die Rangzahl 1 vergeben und mit Erhöhung des Betrages die jeweils nächsthöhere Rangzahl gewählt wird. Die Rangzahlen werden sodann mit ihrem ursprünglichen Vorzeichen versehen, und die Summe der positiven (S_+) und negativen Rangzahlen (S_-) gebildet. Geht man davon aus, daß bei 2 Stichproben mit n Einzelwerten jeweils 2^n gleichwahrscheinliche Kombinationen und dadurch bedingte Rangzahlenverteilungen möglich sind, so wird die Hypothese dann verworfen, wenn die tatsächlich realisierte Stichprobe besonders große oder kleine positive bzw. negative Rangzahlensummen aufweist. Durch Verwendung von Rangzahlensummen ist es möglich die kritische Region bei gegebenen Sicherheitsgrenzen für jeden Stichprobenumfang allgemeingültig zu berechnen und tabellieren. Wird der Wert für die Abweichung der Rangsumme von ihrem Erwartungswert gemäß

$$S - n(n+1)/4$$

gebildet, und mit dem in Tab. II.6 angegebenen Werte der spezifischen Testgröße (c) für die jeweiligen Sicherheitsgrenzen verglichen, so wird die

Hypothese, daß der Median beider Stichproben gleich ist, angenommen, wenn der Wert zwischen $\pm c$ liegt. Ist

$$S - n(n+1)/4 \geq c \quad \text{oder} \quad S - n(n+1)/4 \leq -c$$

so wird die Hypothese verworfen, d.h. die beide Stichproben unterscheiden sich signifikant. Dabei ist es gleichgültig, ob der Berechnung S_- oder S_+ zugrunde gelegt wird, denn wegen $S_- + S_+ = n(n+1)/2$ gilt:

$$S_- - n(n+1)/4 = -[S_+ - n(n+1)/4]$$

Zu einer genaueren Beschreibung des statistischen Verfahrens vergleiche PFLANZAGL (1974).

Tab. II.6: Sicherheitswahrscheinlichkeiten für die einseitige Anwendung des "Vorzeichen-Rang-Tests von WILCOXON" in Anlehnung an SACHS (1997)

Stichproben- umfang	spez. Testgröße (c)		
n	Sicherheitsgrenze		
	95 %	97,5 %	99,5%
6	8,5	10,5	-
7	11	12,0	-
8	13	14,0	18,0
9	14,5	16,5	20,5
10	17,5	19,5	24,5

Bei Durchführung des o.g. Tests unter Verwendung der Stichproben des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes der Bestandteile des Bodenkörpers vor und nach Phosphatzugabe konnte zwar die Fließstrecke aufgrund der o.g. Paarbildung berücksichtigt werden. Die Paarung der Werte war jedoch problematisch, da vor und nach Phosphatzugabe nicht identische Orte der Becken beprobt werden konnten. Es wurden infolgedessen nur die am nächsten zusammenliegenden Probennahmestellen gepaart. Zusätzlich war nach Phosphatzudosierung das Probennahmemuster verändert worden. Statt jeweils zwei Bodenproben entlang der Beckenbreite am Anfang, in der Mitte und am Ende der Fließstrecke, wurden nach Phosphatzugabe in regelmäßigen Abständen sechs Bodenproben entlang der Fließstrecke entnommen (vgl. Kap. II-3.2).

Im Beprobungsmuster waren daher jeweils zwei Proben nach Phosphatzugabe von denen vor Phosphatzugabe gleich weit entfernt. Sie wurden in der Weise zugeordnet, daß die Probe mit dem niedrigeren Gesamtposphat-Gehalt nach Phosphatzugabe der mit dem höheren Wert vor Phosphatzugabe gepaart wurde. Bezüglich der Phosphatanreicherung wurde also der "Worst Case" angenommen.

7 Bestimmung hydrologischer Kenngrößen

Die Hydrologie eines Helophytenfilters beeinflusst in starkem Maße sein ökotechnisches Potential (vgl. Kap. IV-2.1.2). Zur hydrologischen Charakterisierung wurden daher die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens (k_f -Wert) und die mittlere Verweildauer des Wassers (MVD) bestimmt.

7.1 Hydraulische Leitfähigkeit (k_f -Wert)

7.1.1 Horizontal - in Fließrichtung der AMOVA-Systeme

Die hydraulische Leitfähigkeit der AMOVA-Systeme in Fließrichtung wurde nach HARTGE (1978), zitiert in PAULY (1992), ermittelt. Vorteil dieses Verfahrens ist, daß der Durchlässigkeitsbeiwert im Gesamtsystem ohne umfangreiche Eingriffe ermittelt werden kann. Voraussetzung für diese Art der k_f -Wert-Ermittlung war eine zeitlich konstante Schüttung und ein stabiles Verhältnis zwischen den Wasserspiegeln im Zu- und Ablauf. Um Veränderungen des Wasserspiegels durch Evapotranspiration oder Niederschläge ausschließen zu können, wurde die hydraulische Leitfähigkeit ausschließlich kurz nach Erreichen des Taupunktes zwischen 6 und 7 Uhr bei niederschlagsfreiem Wetter bestimmt.

Der k_f -Wert wurde aus Querschnittsfläche, zulaufender Wassermenge und Wasserspiegeldifferenz mittels der nachstehenden Gleichung (DARCY-Flow) errechnet.

$$k_f = \frac{Q}{i \cdot B \cdot b}$$

Q = Schüttung im Zulauf (m^3/s)

i = hydraulisches Gefälle

B = Breite des Wurzelraumes (m)

b = Tiefe des Wurzelraumes (m)

$$i = \frac{h}{l}$$

h = Spiegelhöhendifferenz (m)

l = Länge (m)

7.1.2 Vertikal

Der k_f -Wert in vertikaler Richtung wurde in Anlehnung an den originären experimentellen Aufbau von DARCY, wie er von HANKS und ASHCROFT (1980) beschrieben wurde, durchgeführt.

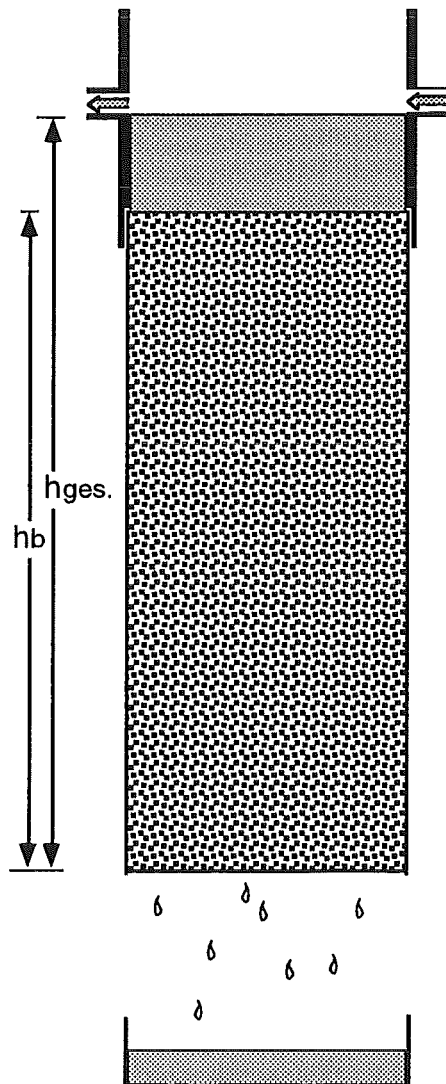


Abb. II.6: Versuchsaufbau zur Bestimmung des k_f -Wertes in vertikaler Richtung nach DARCY aus HANKS und ASHCROFT (1980), verändert.

Zur Vorbereitung wurden die entnommenen Bodenproben entlang der Schnittkante an der Unterseite der Zylinder ca. 0,5 cm breit mit Silikon ausgeschäumt, mit Fliegendraht abgedeckt und der Draht mit Packband seitlich am Stahlzylinder fixiert. Durch Abdichtung der Seiten mit Silikon wurde ein

Strömen des Wassers entlang der Schnittkanten bei der anschließenden Messung verhindert.

Auch die Oberseite wurde in der oben beschriebenen Weise ausgeschäumt. Ihr wurde ein 7 cm hoher Kunststoffzylinder aufgesetzt, dessen Innendurchmesser dem des Stechzylinders entsprach und der diesen seitlich 1,5 cm überlappte. Der Kunststoffaufsatz wurde gegen den Stahlzylinder von außen mit Silikon abgedichtet. Die Streuschicht wurde nachfolgend mit Fliegendraht fixiert, damit diese bei Wasserüberstauung nicht abgeschwemmt wurde. Der Versuchaufbau wurde auf ein Gitterrost gestellt.

In den aufgesetzten Kunststoffzylinder waren in 5 cm Höhe gegenüberliegend zwei Stutzen eingelassen. Über den Zulaufstutzen wurde in den Zylinder soviel Leitungswasser eingeströmt, daß der Bodenzylinder konstant 5 cm hoch überstaut war. Überschüssiges Wasser strömte über den zweiten Stutzen ab. Das den Bodenkörper durchströmende Wasser wurde gesammelt und die aufgefangene Menge alle 3 Minuten abgemessen. Es wurden Fünffach-Bestimmungen durchgeführt. Mit den gewonnenen Daten wurde der k_f -Wert mittels folgender Gleichungen errechnet.

$$k_f = - \frac{Q}{A \cdot t \cdot i}$$

Q = Abfluß (m^3)

A = durchströmte Filterfläche (m^2)

t = gemessene Zeit (s)

i = hydraulisches Gefälle

$$i = \frac{h_b}{h_{ges.}}$$

h_b = Höhe des Bodenkörpers

$h_{ges.}$ = gesamte überstaute Höhe

Nach Bestimmung des k_f -Wertes wurden die Proben in der unter Kapitel II-3.2 beschriebenen Weise verschlossen und bis zur weiteren Verarbeitung bei $-18\text{ }^\circ\text{C}$ tiefgekühlt.

7.2 Mittlere Verweildauer des Wassers (MVD)

Die mittlere Verweildauer des Wassers (MVD) wird über die Zugabe von Markierungsstoffen bestimmt (BEYER 1964). Voraussetzung für die Markierung ist eine konstante Schüttung im System. Markierungsversuche werden in Impuls- und Stufenmarkierung unterschieden. Bei der Stufenmarkierung wird der Tracer im Zulauf auf ein definiertes Konzentrationsniveau eingestellt und der Output so lange beobachtet bis ein dem Zulauf gleiches Signal im Ablauf auftritt. In der vorliegenden Arbeit wurde das Verfahren der Impulsmarkierung verwendet. Hierzu wird im Zulauf über einen bestimmten Zeitraum ein "Impuls" gesetzt und dessen Auftreten im Ablauf abgewartet. Nach BEYER (1969) sowie BREHM und MEYERING (1982) wird die mittlere Aufenthaltszeit durch den Zeitpunkt bestimmt, an dem 50 % des zugegebenen Tracers im Ablauf auftreten. Evapotranspiration und Niederschlag sind in die Auswertung mit einzubeziehen.

Der Markierungstoff muß bestimmte Voraussetzungen erfüllen. Er sollte weder die Dichte und die Viskosität des Mediums wesentlich verändern, noch in system-eigene Reaktionen mit einbezogen sein oder die Struktur des Bodenkörpers verändern (PAULY 1989).

Von den gebräuchlichen Tracern wird daher nach BENDER (1984) wegen seiner oft beschriebenen Abneigung gegen adsorptive Bindung und seiner guten Nachweisbarkeit (0,01 mg/l spektralfluorimetrisch) häufig Uranin eingesetzt. Auch STENGEL (1993a) und SCHULTZ-HOCK (1994) ermittelten mit diesem Markierungsstoff für die AMOVA-Systeme eine MVD von ca. 24 h. In der vorliegenden Arbeit führte die Zudosierung von Uranin (3 g gelöst in 1 l Trinkwasser gemäß BENDER 1984) jedoch nur zu unzureichenden Ergebnissen. In den Becken Phragmites I und II betrug die Wiederfindungsrate weniger als 50 %. Der Tracer erfüllte somit nicht die geforderten Voraussetzungen.

Im folgenden wurde daher Chlorid als Tracer verwendet, welches als inertes, einfach nachweisbares Anion schon von PAULY (1989, 1992) erfolgreich in Wurzelraumanlagen eingesetzt wurde. Gemäß PAULY (1992) wurden 200 g KCl gelöst in 1 l Trinkwasser zudosiert. Das Wasser in Zu- und Ablauf wurde als 1h-Mischproben (Probennehmer Fa. Bühler, PB MOS) gesammelt und die Chlorid-Konzentration mittels HPLC (vgl. Kap. II-4.3) bestimmt. Die Wiederfindungsraten im Ablauf der AMOVA-Systeme betrugen 88 bis 95 % und waren somit hinreichend zur Bestimmung der mittleren Aufenthaltszeit.

In der folgenden Abbildung sind die Ablaufkonzentration von Chlorid und die nach BEYER (1964) ermittelte MVD für das Becken Phragmites II exemplarisch dargestellt.

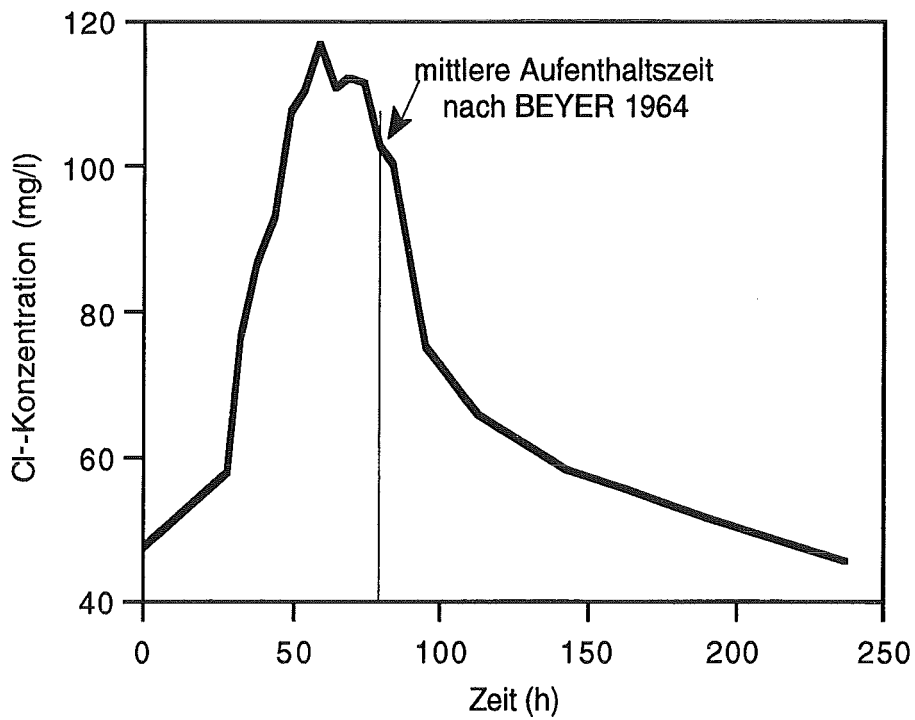


Abb. II.7: Chlorid-Konzentration im Ablauf nach Impulsmarkierung zur Bestimmung der MVD nach BEYER (1964), Phragmites II, November 1995.

7.3 Evapotranspiration

Die Wasserverluste durch Evapotranspiration mußten bei Bestimmung der MVD und der Phosphateliminationsleistung berücksichtigt werden, denn durch Wasserabgabe über die Sprosse können dem System enorme Wassermengen entzogen werden. So vermag z.B. eine einzelne Sonnenblume an einem Sonnentag ca. einen Liter Wasser zu verdunsten (STRASBURGER 1971). Die Evapotranspiration wurde daher bei der Bilanzierung des Systems berücksichtigt.

Die einströmende Wasservolumen betrug 15 l/h. Die ausströmende Wassermenge wurde mittels Kippwaagen (Fa. Züllig CH, Sonderanfertigung) am Auslauf der Becken bestimmt. Das Volumen jeder Waagschale betrug ca. 1,5 l, veränderte sich jedoch aufgrund konstruktionsbedingter Mängel stetig und wurde daher wöchentlich ausgelitert. Jede Kippung wurde über einen Induktionskontakt in ein elektrisches Signal umgewandelt und von einem Zählwerk registriert. Das abfließende Wasservolumen wurde aus der Zahl der Kippungen errechnet.

Die Evapotranspirationsleistung wurde anschließend aus der Differenz von ein- (15 l/h) und ausströmender Wassermenge ermittelt.

7.4 Niederschlag

Die Niederschlagsmengen wurden nicht eigenständig ermittelt, sondern von der meteorologischen Station des Forschungszentrums Jülich bestimmt. Zusätzlich wurde Niederschlag in Meßgefäßen nahe den AMOVA-Systemen aufgefangen, täglich gesammelt und der Gesamtphosphat-Gehalt des Wassers gemäß Kapitel II-4.1.2 bestimmt.

Die mit Regen eingetragene Gesamtphosphat-Menge wurde aus den Niederschlagsmengen der meteorologischen Station und den eigens ermittelten Gesamtphosphat-Gehalten berechnet.

III Vorgeschichte der AMOVA

Die für die Versuche zur Verfügung stehende Aquatische ModellVegetations-Anlage (AMOVA) wurde ab 1982 im Forschungszentrum Jülich sukzessiv errichtet und mit Vegetation bestückt. 1982 wurden zunächst die in der vorliegenden Arbeit als Phragmites I und II bezeichneten Systeme aufgebaut und mit *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus* und *Schoenoplectus lacustris* bepflanzt (Abb. III.1). Zur Konstruktion der Becken vergleiche Seite 25ff. Das heute mit *Typha latifolia* bestandene Becken wurde ab 1984 als Kies gefülltes Kontrollbecken genutzt. 1987 wurden die genannten Becken mit den in dieser Arbeit untersuchten Monokulturen bestückt. Zusätzlich wurde ein neues Kontrollbecken errichtet. Dieses konnte für die vorliegenden Untersuchungen nicht als Kieskontrolle genutzt werden, da es ab 1991 zum Teil mit *Schoenoplectus lacustris* bepflanzt wurde.

Jahr	Becken			
	Kieskontr.	Typha	Phragm. I	Phragm. II
'82 -'83	-	-	Phragmites, Typha, Iris, Schoenoplectus	Phragmites, Typha, Iris, Schoenoplectus
'84 -'86	-	Kieskontr.	"	"
'87 -'90	Kieskontr.	Typha	Phragmites	Phragmites
'91 -'94	z.T. Bepflanzung mit Schoenoplectus	"	"	"
	Nutzbar für P-Zudosierung '95			
'95	-	+	+	+

Abb. III.1: Aufbau und Bepflanzung der AMOVA von 1982 bis 1995

Bis zu Beginn der Untersuchungen dieser Arbeit 1995 wurde ausschließlich der Stoffhaushalt der halbtechnischen Helophytenfilter untersucht. Schwerpunkt bildeten die Nitrat- und Phosphatentfernung aus Trink- bzw. Oberflächenwasser. Hierbei wurden die Systeme nachhaltig beeinflusst. Im folgenden sind die wichtigsten, der für die vorliegende Arbeit relevanten Ergebnisse aufgeführt. Die Untersuchungen wurden vorwiegend von STENGEL (1985, 1991, 1993a, 1993b, 1995), STENGEL et al. (1987, 1989), SCHULTZ-HOCK (1991, 1994) und SCHULTZ-HOCK et al. (1987, 1990a, 1990b, 1990c) durchgeführt.

1 Entwicklung des DENIPLANT-Verfahrens

Mit Hilfe der AMOVA wurde von 1983 bis 1990 ein Verfahren zur biologischen Denitrifikation von Trinkwasser entwickelt, das unter der Bezeichnung DENIPLANT patentiert wurde (SCHULTZ-HOCK und OBERMANN 1987: Deutsches Gebrauchsmuster G 8604996). Das Verfahren nutzt das Denitrifikationspotential von Helophytenvegetationen. Zur effektiven Nitratentfernung durch heterotrophe bakterielle Denitrifikation reicht das Potential des von den Pflanzen abgegebenen DOC's nur während der Sommermonate der Vegetationsperiode. Zur Optimierung des Verfahrens wurde daher von SCHULTZ-HOCK (1994) ein Strohfilter entwickelt, der der AMOVA vorgeschaltet wurde und durch die Zersetzung der pflanzlichen Abfallstoffe zusätzlich organischen Kohlenstoff und Mikroorganismen für die Denitrifikation zur Verfügung stellte.

Von 1985 bis 1988 wurde in das Typha- und Phragmites-Becken I daher neben Leitungswasser zeitweise Schilf-, Haferspелzen- und Strohperkolat eingeleitet. Der Zusatz organischer Substanz in Böden kann über verschiedene Mechanismen zur Lösung des an die Bodenmatrix gebundenen Phosphats führen (REENTS und WIECHMANN 1981, WELP et al. 1983). Phosphat könnte demnach während dieser Zeit aus den Becken ausgeschwemmt worden sein. Die ein- und ausgetragenen Phosphatmengen wurden jedoch nicht erfaßt. Die Zudosierung von Strohperkolat hatte zusätzlich eine nachhaltige düngende Wirkung. Diese hielt bis zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen an, so daß die Schilfpflanzen im Becken Phragmites I nach wie vor eine wesentlich größere Höhe erreichten als im Filter Phragmites II (vgl. Kap. IV-2.3.2.1, Tab. IV.4).

Ergänzend zur Strohperkolatdosierung wurde während der Untersuchungen auf alle AMOVA-Systeme in unregelmäßigen Abständen phosphathaltiger, flüssiger Vollnährstoffdünger (Complestal, Fa. Bayer) aufgebracht.

2 Versuch zur Phosphatretention

Da das Phosphatspeichervermögen von Helophytenfiltern unter natürlichen Bedingungen bei einer Belastung von mehr als 0,04 bis 1,1 g P/(m²•a) endlich ist (vgl. Kap. I-5), quantifizierte STENGEL (1993b, 1995) von August 1990 bis November 1991 das Phosphatretentionspotential der AMOVA. Die Befruchtung betrug ca. 258 g PO₄³⁻-P pro Becken entsprechend 22 g P/(m²•a). Bei einem Durchfluß von 30 l/h entspricht dies 1 mg P/l (= Überwachungswert für Abläufe von Großkläranlagen). In Abhängigkeit vom jeweiligen Helophytenbestand wurde Orthophosphat in unterschiedlichem Maße zurückgehalten.

Während der künstlichen Phosphatbefruchtung trat eine Phosphatanreicherung im Ablauf zunächst in der Kieskontrolle nach ca. 20 Tagen auf (Abb. III.2, oben). Die Konzentration stieg auf ein Maximum, das der Einlaufkonzentration entsprach. Die Kieskontrolle zeigte nach Erreichen des Maximums keine jahreszeitliche Rythmik. Während des Winters 1990/91 erhöhte sich auch die Ablaufkonzentration in den bepflanzten Becken in verschieden starkem Maße. Sie erhöhte sich im Typha-Becken stärker als in den Filtern Phragmites I und II. Mit Beginn der nächsten Vegetationsperiode sank der Orthophosphat-Gehalt im Typhabecken jedoch wieder stärker ab als in den anderen Filtern, so daß sich gegen Ende der Vegetationsperiode (im September) die Ablaufkonzentrationen nicht artspezifisch unterschieden. Am Versuche im Spätherbst 1991 wurde erneut vermehrt Orthophosphat ausgeschwemmt.

Nach Absetzen der Phosphatdosierung und weiterer Beschickung der Vegetationen mit Trinkwasser (ca. 10 µg P_{ges}/l) verhielten sich die Filter in bezug auf Orthophosphat deutlich unterschiedlich. Während Typha- und Kies-Horizonte ständig Orthophosphat freisetzen, erwiesen sich Phragmites-Wurzelhorizonte als Orthophosphat-Senken (Abb. III.2 unten).

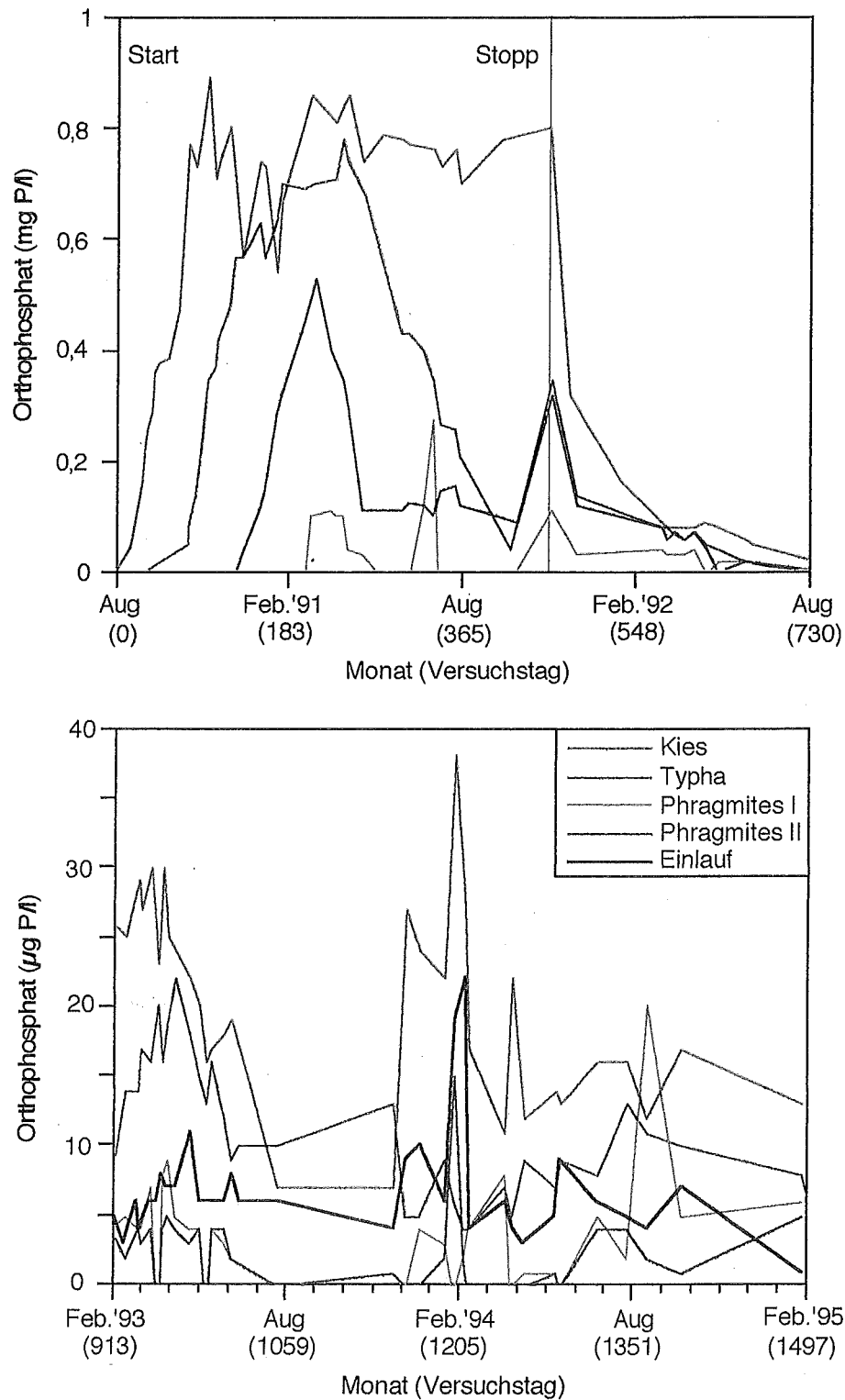


Abb. III.2: Oben: Ablaufkonzentration der Versuchsbecken während der Hochlastdosierung (1 mgP/l);
 Unten: Ablaufkonzentration ab 14 Monate nach Beendigung der Phosphatdosierung, nach STENGEL (1995), verändert.

Möglicher Ein- bzw. Austrag von Phosphat, das nicht in Form von Orthophosphat vorlag, wurde nicht bestimmt. Die nachfolgende Berechnung der Phosphatfracht in den AMOVA-Systemen von 1990 bis 1995 gilt infolgedessen nur unter der Voraussetzung, daß Phosphat im wesentlichen in Form von Orthophosphat ausgeschwemmt wurde. Diese Annahme wird durch die Messung der Gesamtphosphat-Konzentration im Ablauf nach Phosphatdosierung gestützt, nach der Phosphat fast ausschließlich in Form von Orthophosphat ausgeschwemmt wurde (STENGEL 1997, pers. Mitt.).

Berücksichtigte man die während der Zudosierung zurückgehaltenen Orthophosphat-Mengen und addierte die bis zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen ein- bzw. ausgeschwemmte Fracht, so ergab sich eine zurückgehaltene Orthophosphat-Menge, die im Becken Phragmites I maximal 258 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (= 22 g $\text{P/m}^2\cdot\text{a}$) betrug und in der Reihenfolge, Phragmites- II, Typha- und Kiesbecken bis auf 12 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (= 1 g $\text{P/m}^2\cdot\text{a}$) stetig abnahm (Tab. III.1).

Tab. III.1: Phosphatrückhaltevermögen der AMOVA-Systeme von August 1990 bis Januar 1995, nach STENGEL (1993b), ergänzt.

Input: 272 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ pro Becken		
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Gesamtfracht im Ablauf	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Retention	Becken
260 g	4 %	Kieskontrolle
140 g	49 %	Typha
14 g	95 %	Phragmites I
60 g	78 %	Phragmites II

Die AMOVA war somit zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen, bei fast vollständiger Rückhaltung im Becken Phragmites I bis hin zur geringsten Aufnahme durch das Kiesbett, in sehr unterschiedlichem Maße mit Orthophosphat abgesättigt.

IV Ergebnisse

1 Versuchskonzept

Wie in der Aufgabenstellung beschrieben (vgl. Kap. I-6), war das Hauptziel der Arbeit eine Bilanzierung der Phosphatretention in den Filtersystemen der AMOVA.

Das Phosphatrückhaltevermögen wurde bei einer Einlaufkonzentration von $200 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ bei maximalem Durchfluß ($38,5 \text{ l/m}^2\cdot\text{d}$) entsprechend einer Belastung von $2,8 \text{ g P}_{\text{ges}}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ untersucht. Als Untersuchungszeitraum stand die Wachstumsperiode 1995 zur Verfügung. In diesem Zeitraum konnte die Anreicherung in jedem Filterbestandteil während des Wachstums der Pflanzen, die nicht nur selbst Phosphat aufnehmen, sondern auch die Phosphatfestlegung in anderen Filterbestandteilen beeinflussen, untersucht werden.

Neben einer Input-/Outputbilanz wurde die Phosphataufnahme durch die Bestandteile des Filters ermittelt. Hierzu wurden der Bodenkörper vor und nach Phosphatzugabe sowie das Wachstum der oberirdischen Biomasse während der Versuche in den AMOVA-Systemen analysiert. Mit den gewonnenen Daten wurde eine P-Bilanz erstellt, mit deren Hilfe die jährlichen Aufnahmeraten der verschiedenen Phosphatpools ermittelt wurden. Die quantitative Bedeutung der Pools wurde auf diese Weise abgeschätzt.

Der einzige nachhaltige Mechanismus der Phosphatretention, der bei jeder Art und Betriebsweise eines Helophytenfilters auftritt, ist die Anreicherung von Bodensubstanz. Zur detaillierten Bestimmung der Mechanismen dieser dauerhaften Rückhaltung wurden zusätzlich die Phosphatbindungspartner der Bodenmatrix, die durch Bewuchs stark beeinflußt werden, wie Huminstoffe und schlecht kristalline Fe(III)-Oxide etc., untersucht. Mögliche Korrelationen zwischen den letztgenannten Substanzen und dem Phosphatgehalt des Bodens sollten die Art der Phosphatfestlegung im Filter aufzeigen.

Die nachfolgend beschriebenen Ergebnisse der o.g. Untersuchungen gestatteten erstmals eine umfassende Abschätzung der Leistungsfähigkeit von Helophytenfiltern nach Bauart der AMOVA als Phosphatsenken.

2 Phosphatbilanzierung der AMOVA-Systeme in der Vegetationsperiode 1995

2.1 Hydrologie der Helophytenfilter

2.1.1 Wasserbilanz

Der Ein- und Austrag von Phosphat ist in natürlichen Helophytenbeständen fast ausschließlich an das Strömen des Wassers gekoppelt (vgl. Kap. I-4). Die Menge des Wassers, das über den Zulauf in ein solches System gelangt, wird durch Evapotranspiration und Niederschläge verändert, so daß das ausströmende Wasser, mit Ausnahme von Starkregenereignissen, normalerweise nur einem Teil des Zulaufs entspricht.

Auch in den AMOVA-Systemen gingen während der Vegetationsperiode 1995 bei einer Filterbelastung von $38,5 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ je nach Vegetation zwischen $7,6 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ im Typhabecken und $9,9 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ im Becken Phragmites I durch Evapotranspiration verloren (Abb. IV.1). Durch Niederschläge wurden in diesem Zeitraum durchschnittlich $1,5 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in die Systeme eingetragen. Aus dem Ablauf der Becken strömten so in Typha $32,4 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, in Phragmites I $30,1 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und in Phragmites II $31 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Dieses kommt ca. 80 % des Inputs gleich. In den Helophytenfiltern gingen somit etwa 20 % des zu reinigenden Wassers verloren, was beim ökotechnischen Einsatz dieser Systeme berücksichtigt werden muß.

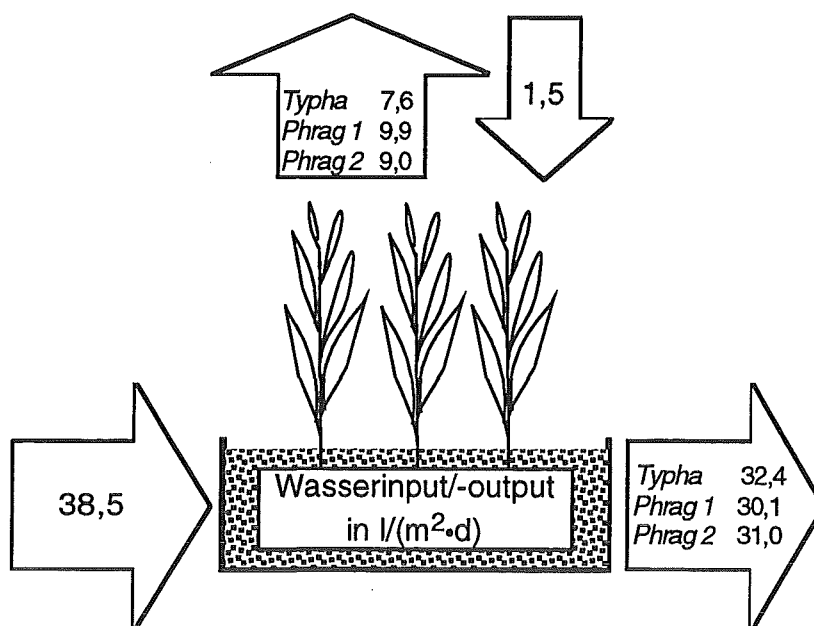


Abb. IV.1: Durchschnittliche Wasserbilanz der AMOVA-Systeme in der Vegetationsperiode 1995. Mengenangaben in $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.

2.1.2 Hydraulische Leitfähigkeit

Die Hydrologie bestimmt nicht nur den Ein- und Austrag von Phosphat, sondern auch seine biogeochemische Umsetzung im Boden. Die Bildung schlecht durchströmter Bereiche und das damit einhergehende verstärkte Auftreten reduzierender Bedingungen vermindern die Phosphatretentionskapazität innerhalb solcher Systeme. Stabile Wasserleitfähigkeit und gleichmäßige Befruchtung sind für die ökotechnische Betriebssicherheit daher wichtig, und die hydraulische Leitfähigkeit von Helophytenfiltern ist eine entscheidende Kenngröße.

Die Wasserleitfähigkeit verschlechtert sich häufig im Laufe der Betriebszeit von Helophytenfiltern (SCHIERUP et al.1990, BRIX 1994). Im August 1994 trat auch in den untersuchten Becken der AMOVA eine deutliche Verschlechterung der Wasserleitfähigkeit auf. Die seit 1982 übliche Beschickung mit $77 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ entsprechend 30 l/h führte zum Überlaufen der Filter. Der Durchfluß mußte daher in allen Becken auf die Hälfte gesenkt werden.

STENGEL (1993a) und SCHULTZ-HOCK (1994) gaben für den Zeitraum von 1984 bis 1988 für die AMOVA-Becken eine mittlere Verweildauer des Wassers (MVD) von ca. 24 h an. Um abschätzen zu können, wie stark sich die Durchlässigkeit im Verhältnis hierzu vermindert hatte, wurden die hydraulische Leitfähigkeit (k_f -Wert) und die MVD bestimmt (Tab. IV.1). Die Untersuchungen erfolgten bei Verschlechterung im November 1994 sowie nach erneuter Phosphatbefruchtung und Bodenprobenentnahme ein Jahr später. Zur Versuchsdurchführung vergleiche Kapitel II-7.1.

Tab. IV.1: k_f -Wert (in Fließrichtung) und MVD der AMOVA-Systeme im November 1994 und 1995

	k_f -Wert ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)		MVD (h)	
	'94	'95	'94	'95
Typha	$7,8 \cdot 10^{-3}$	$8,9 \cdot 10^{-3}$	76	68
Phragmites I	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	81	70
Phragmites II	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$4,1 \cdot 10^{-3}$	87	78

Die hydraulische Leitfähigkeit der Becken überstieg zwar mit $10^{-3} \text{ (m}\cdot\text{s}^{-1})$ die von SCHIERUP (1990) für zahlreiche künstliche Helophytenfilter angegebenen 10^{-5} bis $10^{-6} \text{ (m}\cdot\text{s}^{-1})$. Die MVD war jedoch mit 76 bis 87 h im Vergleich mit dem von STENGEL (1993a) und SCHULTZ-HOCK (1994) angegebenen Wert um den Faktor 3 bis 4 erhöht, obwohl die Durchflußmenge nur auf die Hälfte reduziert war. Vergleicht man die verschiedenen Becken, nahm die MVD in der Reihenfolge Phragmites- II, Phragmites- I, Typhabecken ab.

Nach Phosphatbefruchtung 1995 hatte sich die MVD im Verhältnis zum Meßwert vor Phosphatbefruchtung 1994 zusätzlich um ca. 10 h erniedrigt. Gleichzeitig verbesserte sich die hydraulische Leitfähigkeit. Grund hierfür sind wohl die zwischen den beiden Messungen liegenden umfangreichen Grabungsarbeiten zur Probennahme.

Die durchschnittliche Erhöhung der MVD hätte auch von einer ungleichmäßigeren Durchströmung der Becken durch lokale Bodenverdichtung begleitet sein können. Auf eine partielle Bestimmung der horizontalen Wasserleitfähigkeit einzelner Bodenproben zur Evaluierung dieser Hypothese wurde verzichtet. Neben der Entnahme von Stechzylindern zur Bestimmung der Phosphatverteilung wären erneute Grabungen erforderlich geworden, die das System als ganzes zusätzlich beeinträchtigt hätten. Die Ermittlung der k_f -Werte in vertikaler Richtung der ohnehin entnommenen Bodenproben gab zumindest Hinweise auf deren hydraulische Leitfähigkeit in Fließrichtung (vgl. auch Kap. II-7.1). Die Übertragung vertikaler auf horizontale k_f -Werte ist zwar nur sehr bedingt möglich, denn die Durchwurzelung von Böden führt oft zum Phänomen der Anisotropie (HARTGE 1978 zitiert in PAULY 1992). Als Abschätzung können starke Verdichtungen des Bodens und damit verbundene Verminderungen der hydraulischen Leitfähigkeit trotzdem hieraus abgeleitet werden.

Wie in Tabelle IV.2 dargestellt, war die hydraulische Leitfähigkeit pflanzenhaltiger Proben im Verhältnis zu reinem Kies ($1,1 \cdot 10^{-2} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) erniedrigt. Fast alle k_f -Werte der bepflanzten Filter lagen im März 1995 im Bereich von $10^{-3} \text{ (m}\cdot\text{s}^{-1})$. Nur in den Proben des Beckens Phragmites II traten Schwankung bis $10^{-4} \text{ (m}\cdot\text{s}^{-1})$ auf. Durch die Vegetation verdichtete sich somit der Bodenkörper, und es bildeten sich zumindest in einem Becken lokal schlecht durchströmte Zonen aus. Im Befruchtungsversuch 1995 war somit eine schnellere Absättigung der Filter mit Orthophosphat als im ideal durchströmten Reaktor zu erwarten.

Auch nach der Phosphatdosierung schwankte die hydraulische Leitfähigkeit der Bodenproben zwischen 10^{-4} und 10^{-3} ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$). Nur der k_f -Wert vom Typhabecken unterschritt signifikant den im Frühjahr gemessenen. Dieses war wahrscheinlich durch den Nettozuwachs der pflanzlichen Biomasse während der Vegetationsperiode 1995 bedingt (vgl. Kap. IV-2.3.2.2.1). Die Reduzierung der Leitfähigkeit der Bodenproben von *Typha latifolia* zeigte somit, daß während der Anwachsphase eine Verschlechterung der Wasserleitfähigkeit auftreten kann, wobei wahrscheinlich die düngende Wirkung des Phosphats über gesteigertes Pflanzenwachstum die Leitfähigkeit indirekt zusätzlich vermindert.

Tab. IV.2: Hydraulische Leitfähigkeit von Bodenproben der AMOVA-Systeme in vertikaler Richtung vor und nach Phosphatzugabe 1995

	k_f ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	
	min.	max.
Kieskontrolle	$1,1 \cdot 10^{-2}$	
Typha		
vor P-Zugabe	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$
nach "	$6,9 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$
Phragmites I		
vor P-Zugabe	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$
nach "	$9,4 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Phragmites II		
vor P-Zugabe	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
nach "	$7,7 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$

2.2 Phosphatretentionsvermögen der Helophytenfilter

2.2.1 Einlauf/Ablauf-Konzentration des Phosphats

Die Filter wurden über eine Vegetationsperiode (235 Tage) mit einer Konzentration von $200 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ beschickt (Abb. IV.2).

Vor dem Versuch betrugen die Orthophosphat- und Gesamtposphat-Konzentration im Ein- und Ablauf der Becken ca. $6 \mu\text{g P/l}$. Obwohl die Orthophosphat-Konzentration bei Dosierung entsprechend $200 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ eingestellt war, lag die Konzentration im Einlauf bei $189 \pm 17 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$. Der Gesamtposphat-Gehalt betrug $205 \pm 28 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Die Orthophosphat-Konzentration betrug demnach durchschnittlich 92 % des Gesamtposphat-Gehaltes. Während des Versuches fanden sich in den Stutzen der Probennahmeventile aller Becken geringe Fe(III)-Oxid-Ablagerungen. Der Verlust von Orthophosphat zwischen Dosierungs- und Probenahmestelle, die ca. einen Meter voneinander entfernt lagen, ist daher wahrscheinlich auf eine teilweise Fällung des Orthophosphats mit Fe^{3+} -Ionen oder eine Adsorption an Fe(III)-Oxide zurückzuführen.

Der Ablauf des Typhabeckens enthielt $10 \pm 6 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ und $18 \pm 7 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Die Phosphatkonzentrationen im Ablauf des Filters Phragmites I lagen bei $10 \pm 6 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ bzw. $18 \pm 8 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Im Ablauf des Beckens Phragmites II waren $6 \pm 4 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ enthalten. Der Gesamtposphat-Gehalt lag bei $11 \pm 8 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Die Phosphatkonzentration im Ablauf zeigte somit keine signifikanten vegetationspezifischen Unterschiede.

Während der Dosierung sank im Abfluß aller Becken die Orthophosphat-Konzentration nach ca. 140 Versuchstagen vorübergehend für 7 bis 14 Tage auf nicht genau bestimmbare Gehalte unterhalb der Meßgrenze von $1 \mu\text{g P/l}$ ab. Der Gesamtposphat-Gehalt verminderte sich nicht entsprechend, sondern blieb weitgehend unverändert. Das Phosphat wurde somit nicht in der colorimetrisch nachweisbaren Form des Orthophosphats ausgetragen. Möglicherweise hatte sich im z.T. reduktiven Redoxmilieu der Filter Fe(III) solubilisiert und reagierte im Ablauf bei einer Redoxspannung oberhalb der Reduktionsgrenze von ca. 200 mV mit Orthophosphat zu Partikeln, die mit dem Wasser ausgeschwemmt wurden (vgl. Kap. IV-2.3.1).

Nach Ende der Zudosierung veränderte sich die Orthophosphat-Konzentration im Ablauf der verschiedenen Vegetationen nicht signifikant, die des Gesamtposphats sank bis zum Versuchsende auf Werte $\leq 15 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ ab.

Durch die verschiedenen Vegetationen der AMOVA wurde die eingetragene Phosphatkonzentration bei Befruchtung mithin um ca. 90 bis 95 % reduziert. Das zudosierte Phosphat wurde somit während der Vegetationsperiode größtenteils in den Helophytenfiltern zurückgehalten.

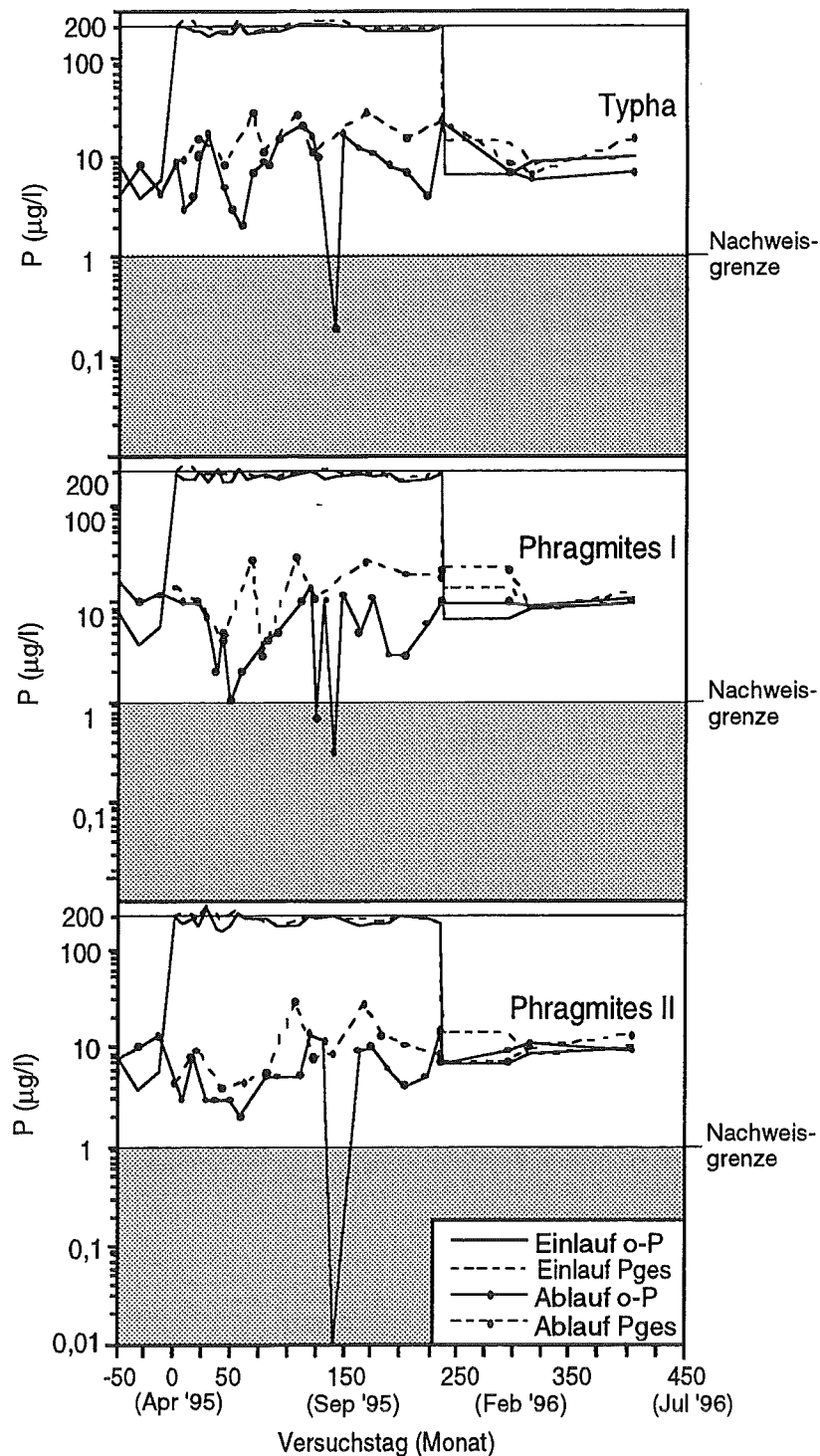


Abb. IV.2: Ein- und Ablaufkonzentrationen des Phosphats der AMOVA-Systeme vor, während und nach der Phosphatzugabe in der Vegetationsperiode 1995

2.2.2 Phosphatfracht

Fehlende artspezifische Unterschiede bei Betrachtung der Ablaufkonzentrationen können durch Aufkonzentrierung des Phosphats bei unterschiedlich starken Evapotranspirationsverlusten der Vegetationen verursacht sein. Die Phosphatretentionsleistung einer Vegetation ist daher nicht nur über die Ablaufkonzentration, sondern über die Phosphatfracht zu ermitteln. Bei der Phosphatfracht wurden neben der Evapotranspiration auch die phosphathaltigen Niederschläge berücksichtigt (Tab. IV.3).

Tab. IV.3: Phosphatrückhaltevermögen der AMOVA-Systeme April bis November 1995

	Typha		Phragmites I		Phragmites II	
	PO ₄ ³⁻ -P	P _{ges}	PO ₄ ³⁻ -P	P _{ges}	PO ₄ ³⁻ -P	P _{ges}
<i>Wasserverlust durch Evapotranspiration</i>	19,7 %	19,7 %	25,7 %	25,7 %	23,4 %	23,4 %
P-Eintrag (g)						
Zufluß	16,064	17,095	15,856	16,802	15,808	16,815
atmosph.	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056
P-Austrag (g)	0,660	1,220	0,372	1,046	0,366	0,933
P-Retention	95,9 %	92,9 %	97,7 %	93,8 %	97,7 %	94,4 %

Im Versuchszeitraum wurden jedem Helophytenfilter ca. 17 g P_{ges} zugeführt. Der Orthophosphat-Anteil betrug 16 g PO₄³⁻-P. In den Becken Phragmites I und II war der Orthophosphat-Austrag mit weniger als 0,4 g PO₄³⁻-P deutlich geringer als im Typhafilter (0,660 g PO₄³⁻-P). Auch die Gesamthosphat-Menge war im Ablauf der Phragmitessysteme auf etwa 80 % der des Typhabeckens reduziert. Die absolute Phosphatrückhaltung war demnach in den Phragmitesfiltern erhöht. In bezug auf die Retentionsleistung erreichten die Vegetationen mit 93 % Gesamthosphat-Rückhaltung im Typhabecken und 94 % in den Phragmitesfiltern jedoch nur ein geringfügig unterschiedliches Niveau.

Die im Verhältnis zu *Typha latifolia* höhere Evapotranspiration von *Phragmites australis* führte zu einer Aufkonzentrierung der wässrigen Lösung, welche die Orthophosphat-Konzentration im Ablauf der Filtersysteme Phragmites I und II mit 23 bis 26 % etwas stärker anhub als im Typhabecken (20 %) und den Ablauf aller Vegetationen in einen Konzentrationsbereich von ca. $10 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ brachte (vgl. Kap. IV-2.2.1). In bezug auf ein Minimum der Phosphatablaufkonzentrationen, die etwaige Vorfluter erreichen sollten, wurde die geringfügig höhere Eliminationsleistung der Phragmitesbecken somit durch höhere Wasserverluste kompensiert. Berücksichtigt man die Belastung von $2,8 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$, so entsprach die Retention in allen Becken ca. $2,6 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$.

2.3 Charakterisierung möglicher Phosphatsenken in den Helophytenfiltern

Die Phosphatretentionskapazität der AMOVA-Systeme erschöpfte sich weder während der Phosphatzudosierung noch nach deren Ende. Die Filter wurden somit nur teilweise abgesättigt.

Ein Maß für die Absättigung war die Orthophosphat-Konzentration im Wasserstrom entlang der Fließstrecke der Filter. Bis zum Ende der Zudosierung wurden erhöhte Konzentrationen gegenüber der Ablaufkonzentration (ca. $10 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$) in den Phragmitesfiltern bis zu ca. 1,8 m, im Typhabecken bis zu ca. 6 m Fließstrecke nachgewiesen (Abb. IV.3). Zusätzlich erhöhte sich im System Phragmites II die Orthophosphat-Konzentration zwischen 11 m und 15 m Fließstrecke von $10 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ auf ca. $20 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ und sank anschließend wieder ab. Zur Bedeutung der Erhöhung vergleiche Kapitel IV-2.4.2.2.

Insgesamt deutet dies auf eine größere absolute Retentionskapazität der Phragmitesvegetationen hin, wie sie für diese Systeme auch schon von STENGEL (1993b) abgeschätzt wurde (vgl. Kap. III-2).

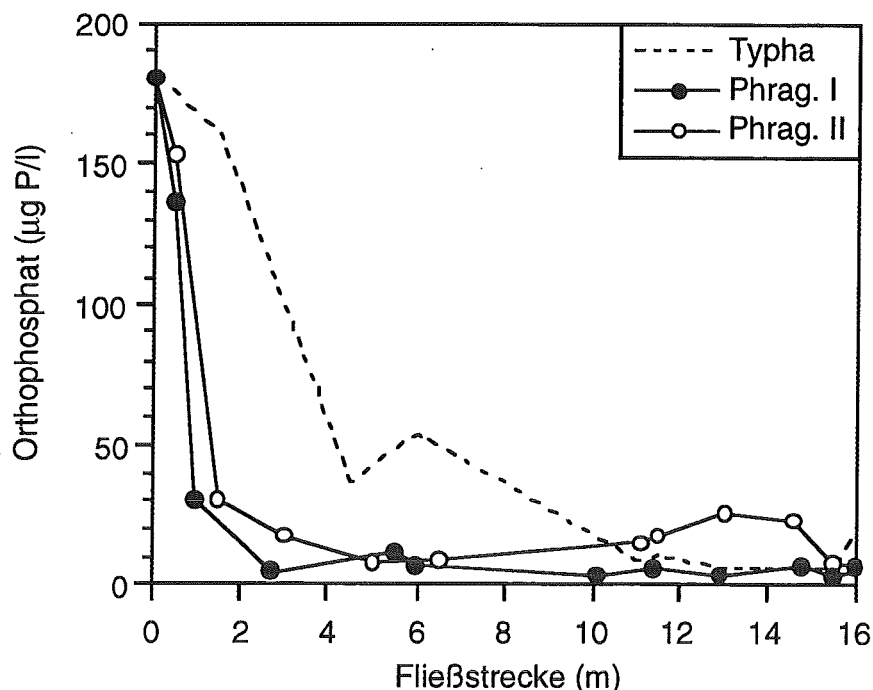


Abb. IV.3: Orthophosphat-Konzentration im Wasserstrom entlang der Fließstrecke der AMOVA-Systeme am letzten Tag der Phosphatzudosierung (21. November 1995)

Zur Beantwortung der Frage, was zu der unterschiedlichen Absättigung der Becken führte, wurden die AMOVA-Systeme detaillierter charakterisiert. Während der Beschickungsphase wurde daher regelmäßig das für eine Phosphatretention bedeutsame Bodenmilieu in bezug auf pH- und Redoxbedingungen charakterisiert. Zusätzlich wurden die Orte und Mechanismen der Phosphatretention ermittelt.

2.3.1 Bodenmilieu

pH-Wert

Der pH-Wert beeinflusst die anorganische Festlegung der Phosphate im Bodenkörper. Mit zunehmendem pH-Wert steigt die Löslichkeit der Al- und Fe-gebundenen Phosphate, die der Ca-Phosphate sinkt (vgl. Kap. I-4.1). Der Verlauf des pH-Werts entlang der Fließstrecke ist in der folgenden Abbildung exemplarisch für September dargestellt. Er trat in dieser Form von Mai bis September auf. Außerhalb der genannten Zeitspanne verminderten sich die aufgeführten Änderungen im Verhältnis zum Einlauf infolge geringerer biologischer Aktivität (Seneszenzphase und Vegetationspause). Entsprechendes gilt auch für das Redoxpotential.

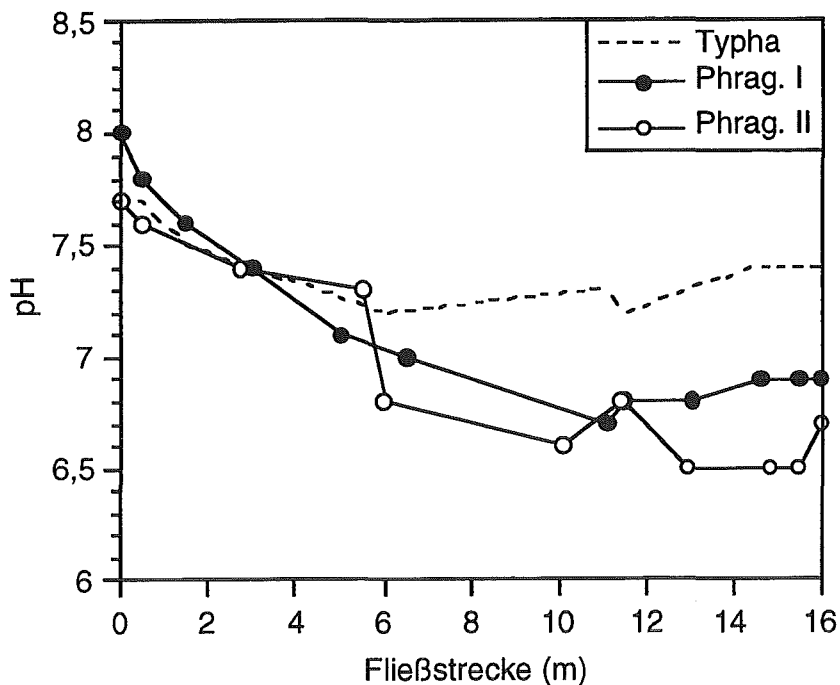


Abb. IV.4: pH-Wert im Wasserstrom entlang der Fließstrecke der AMOVA-Systeme (7. September 1995)

Der pH-Wert des einströmenden Wassers betrug pH 7,7 bis 8,0 und wurde je nach Vegetation verschieden stark erniedrigt. Im Typhabecken sank er durchschnittlich auf pH 7,2 bis 7,4. In den Phragmitesfiltern verminderte er sich innerhalb der ersten 6 m Fließstrecke auf pH 6,5 bis 7,0 und blieb im weiteren Verlauf weitgehend konstant.

Während im leicht alkalischen Einlauf der Becken eine Ca-vermittelte Phosphatfestlegung auftreten konnte, war im überwiegend neutralen Bodenmilieu der Becken sowohl eine Al-, Fe- und Mn- als auch Ca-vermittelte Phosphatfestlegung möglich.

Redoxpotential

Das Redoxpotential kennzeichnet die Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung im Boden. Ein niedriges Redoxpotential erhöht z.B. die Löslichkeit des an Fe(III)-Oxide gebundenen Phosphats (vgl. Kap. I-4.1). Zur Kennzeichnung des Redoxmilieus wurden daher Sauerstoff- und Nitratgehalt sowie das Redoxpotential in den AMOVA-Systemen bestimmt. Die typischen Verläufe dieser Kenngrößen entlang der Fließstrecke sind in Abbildung IV.5 exemplarisch für September dargestellt.

Die Werte jedes gemessenen Parameters verminderten sich entlang der Fließstrecke. Sauerstoffgehalt und Nitratkonzentration wurden in den Phragmitesvegetationen stärker erniedrigt als im Typhafilter. Der Sauerstoffgehalt sank in den Phragmitesbecken von 8 mg O₂/l im Einlauf auf 0,1 bis 0,2 mg O₂/l nach 2 m Fließstrecke und veränderte sich im übrigen Teil des Beckens nicht mehr. Auch im Typhabecken reduzierte sich die Sauerstoffkonzentration, lag aber mit minimal 0,3 mg O₂/l immer über der der Phragmitesfilter.

Nitrat wurde im Wasser der Phragmitesbecken vollständig abgebaut. Im Typhafilter verminderte sich die Konzentration von ursprünglich 10 mg NO₃⁻-N/l auf 0,4 mg NO₃⁻-N/l im Auslauf. Nach Untersuchungen von SCHULTZ-HOCK (1990b, 1990c, 1994) ist die Nitrat-Abnahme in den Filtern der AMOVA im wesentlichen auf Denitrifikation zurückzuführen.

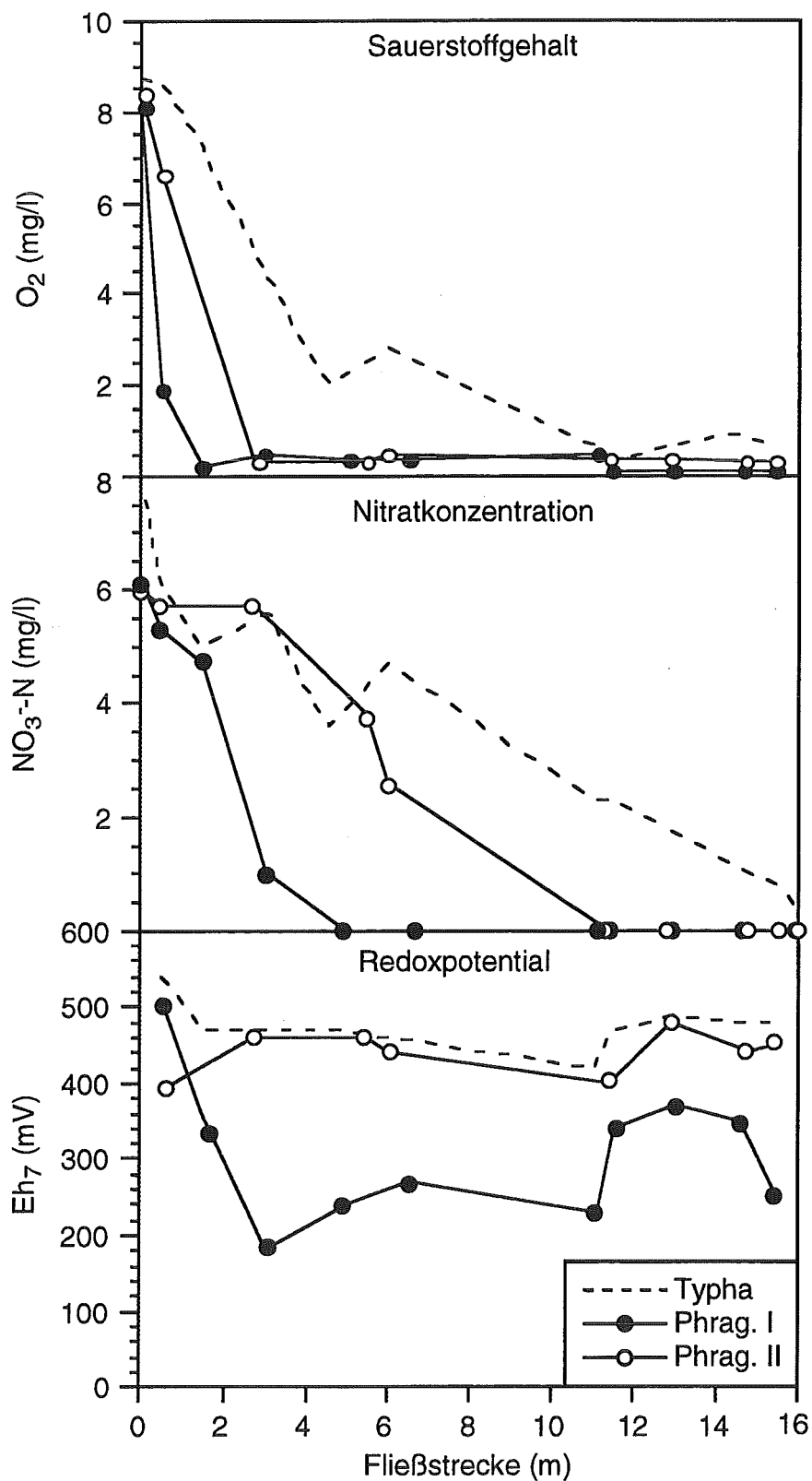


Abb. IV.5: Sauerstoffgehalt (oben), Nitratkonzentration (Mitte) und Redoxpotential (unten) im Wasserstrom entlang der Fließstrecke der AMOVA-Systeme (7. September 1995)

Von Juli bis September 1995 wurde trotz geringer detektierbarer Sauerstoffmengen in den Becken Phragmites I und II zusätzlich dissimilatorisch Sulfat reduziert, denn im Bereich der Filter konnte deutlich H_2S -Geruch wahrgenommen werden. Gleiches wurde auch von SCHULTZ-HOCK (1994) für die AMOVA-Systeme 1987 beschrieben. Trotz Sulfatreduktion, für die ein Schwellenwert von Eh_7 0 - 100 mV gilt (SCHWOERBEL 1987), betrug das Redoxpotential im Wasserstrom der Meßstellen mit Ausnahme der Meßstelle bei 3,5 m Fließstrecke im Becken Phragmites I (Eh_7 180 mV) zwischen Eh_7 225 und 540 mV, d.h. es lag gemäß auftretender Denitrifikation und vorhandenem Sauerstoff im anoxischen bis oxischen Bereich. Im Filter Phragmites I war es mit weniger als Eh_7 400 mV nach 0,5 m Fließstrecke deutlich gegenüber dem der Becken Phragmites II und Typha (Eh_7 400 - 500 mV) erniedrigt, überstieg aber annähernd stetig das Grenzpotential für eine starke Phosphatfreisetzung von Eh_7 200 mV (SCHWOERBEL 1987).

Eh_7 , Sauerstoffgehalt und Nitratkonzentration in den Meßstellen kennzeichneten somit nur unzureichend das Bodenmilieu der AMOVA-Systeme, denn neben dem gemessenen oxischen muß lokal auch ein weitaus reduzierteres Redoxmilieu vorgeherrscht haben. Der Boden war demnach infolge seiner räumlichen Heterogenität sowohl zur Phosphataufnahme im oxischen Milieu als auch zur Abgabe unter anaeroben Bedingungen befähigt. Durch Beprobung entlang der Fließstrecke an Meßstellen, die nur einen geringen Teil des Wasserstromes erfaßten (vgl. Kap. II-2.1), ließ sich das uneinheitliche Bodenmilieu somit nur unvollständig beschreiben.

2.3.2 Hauptbestandteile

Neben der Charakterisierung des Bodenmilieus wurden die Orte der Phosphatretention bestimmt. Hierzu wurde das Wachstum der oberirdischen Biomasse untersucht. Zur vollständigen Erfassung wurden zusätzlich Bodenproben vor und nach Phosphatzugabe gewonnen.

Anteile und Verteilung der verschiedenen Kompartimente in den AMOVA-Systemen gaben erste Hinweise auf ihre Bedeutung für die Phosphatretention und damit für die unterschiedliche Kapazität der verschiedenen Vegetationen.

2.3.2.1 Oberirdische Biomasse

In natürlichen Röhrichtbeständen sind die oberirdischen einjährigen Sprosse mit einer Turnoverzeit von ca. 0,9 Jahren kurzzeitige Phosphatspeicher (OSTENDORP 1993). Nur bei regelmäßiger Mahd können sie auch nachhaltige Phosphatsenken sein, denn der Schnitt bildet die einzige Möglichkeit Phosphat aus dem System dauerhaft zu entfernen (NIEMANN et al. 1976, NICHOLS 1983, OSTENDORP 1988). Der artspezifische oberirdische Biomassegehalt ist daher in bezug auf die Phosphatretention eine wichtige Kenngröße.

Wie in Tabelle IV.4 dargestellt, war der Biomasseertrag von *Phragmites australis* in den AMOVA-Systemen mit ca. 4 kg TS/m² höher als der von *Typha latifolia* (2,6 kg TS/m²). Im Vergleich zu anderen Standorten mit Schwankungsbreiten von 0,5 bis 4,3 kg TS/m² bei *Phragmites australis* und 0,4 bis 2,2 kg TS/m² bei *Typha latifolia* enthielten beide Vegetationen sehr viel oberirdische Biomasse. Dieses ist in den hohen Sproßdichten begründet. Die *Phragmites*vegetationen überstiegen mit Halmdichten von 188/m² bzw. 300/m² die natürlicher Standorte um das Zwei- bis Zwanzigfache. Auch ihr durchschnittlicher Basaldurchmesser übertraf den von OSTENDORP (1988) angegebenen Wert für vergleichbare Halmdichten. Die Sproßdichte von *Typha latifolia* war im Vergleich ebenfalls etwas erhöht. Die Wuchshöhe aller Vegetationen entsprach der natürlicher Standorte.

Trotz des hohen oberirdischen Biomasseertrages bildeten die Sprosse der Vegetationen nur maximal 0,7 % der Masse des Gesamtsystems (vgl. Kap. IV-2.3.2.3).

Tab. IV.4: Biometrische Daten der AMOVA-Systeme zur Zeit des maximalen Biomasseertrages 1995 im Vergleich mit natürlichen Standorten:

*SCHULTZ-HOCK (1994), **ESTEVEZ (1978) statt *Typha latifolia* wurde *Typha angustifolia* untersucht, ***RODEWALD-RUDESCU (1974),
 ****AICHELE et al. (1986), *****OSTENDORP (1988)

	Sproßdichte (n/m ²)	Basaldurch- messer (mm)	Halmlänge (cm)	Biom.-ertrag (kg TS/m ²)
Typha latifolia				
AMOVA Sep '95	53	16,7 ± 3,4	163	2,6
natürl. Standorte				
Schöhsee**	42	-	-	1,05
Donaudelta***	-	-	-	0,4 - 2,2
feuchte Standorte Mitteleuropa****	-	-	90 - 250	-
Phragmites spec.				
AMOVA				
Phrag. I Jul '95	188	6,8 ± 1,7	345	4,2
'86*	366	-	165	3,3
Phrag. II Jul '95	300	6,0 ± 1,6	320	3,9
'86*	582	-	225	-
natürl. Standorte				
Schöhsee**	51	-	165	1,2
Donaudelta***	15 - 100	-	175 - 480	0,5 - 4,3
Mitteleuropa*****	20 - 60	-	300 - 400	3,0
Bodensee *****	> 100	≤ 4,8	-	-

2.3.2.2 Bodenkörper

Der Bodenkörper bestand aus Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln. Seine Zusammensetzung und Art durchlaufen eine Entwicklung, die von Flora und Fauna, Wasser, Klima und Ausgangsgestein beeinflusst wird (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979). Sie kennzeichnen einen Bodentyp, der bestimmte Eigenschaften besitzt. Der Bodentyp der Helophytenfilter wurde daher zunächst analysiert. Zur weiteren Charakterisierung wurden die Bodenschichten mechanisch getrennt und ihre Hauptbestandteile ermittelt.

2.3.2.2.1 Typhabecken

Der Boden des Typhabeckens zeigte das typische Profil eines Gleys (Abb. IV.6). Der Gley ist ein hydromorpher Bodentyp, der durch stagnierende Nässe gekennzeichnet ist (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979). Er gliederte sich im Typhafilter in den vom Stauwasser unbeeinflussten, durch Huminstoffe (h) dunkel gefärbten Mineralboden (A), der als jIAh-Horizont bezeichnet wird. Dieser reichte bis zum Wasserspiegel in durchschnittlich 10,3 cm Tiefe. Es folgte der rötlich gefärbte jIGor-Horizont, der durch überwiegend oxische Verhältnisse (o) im Stauwasserbereich (G) gekennzeichnet war. Desulfurikation in diesem Bereich deutete auch auf teilweise reduzierendes Milieu (r) hin (vgl. Kap. IV-2.3.1). Der in Gleyen normalerweise darunterfolgende graugrüne oder auch blauschwarze reduzierte Gr-Horizont fehlte. Durch die Symbole jI wird ein natürliches Substrat (j), das locker aufgeschüttet wurde (I), indiziert.

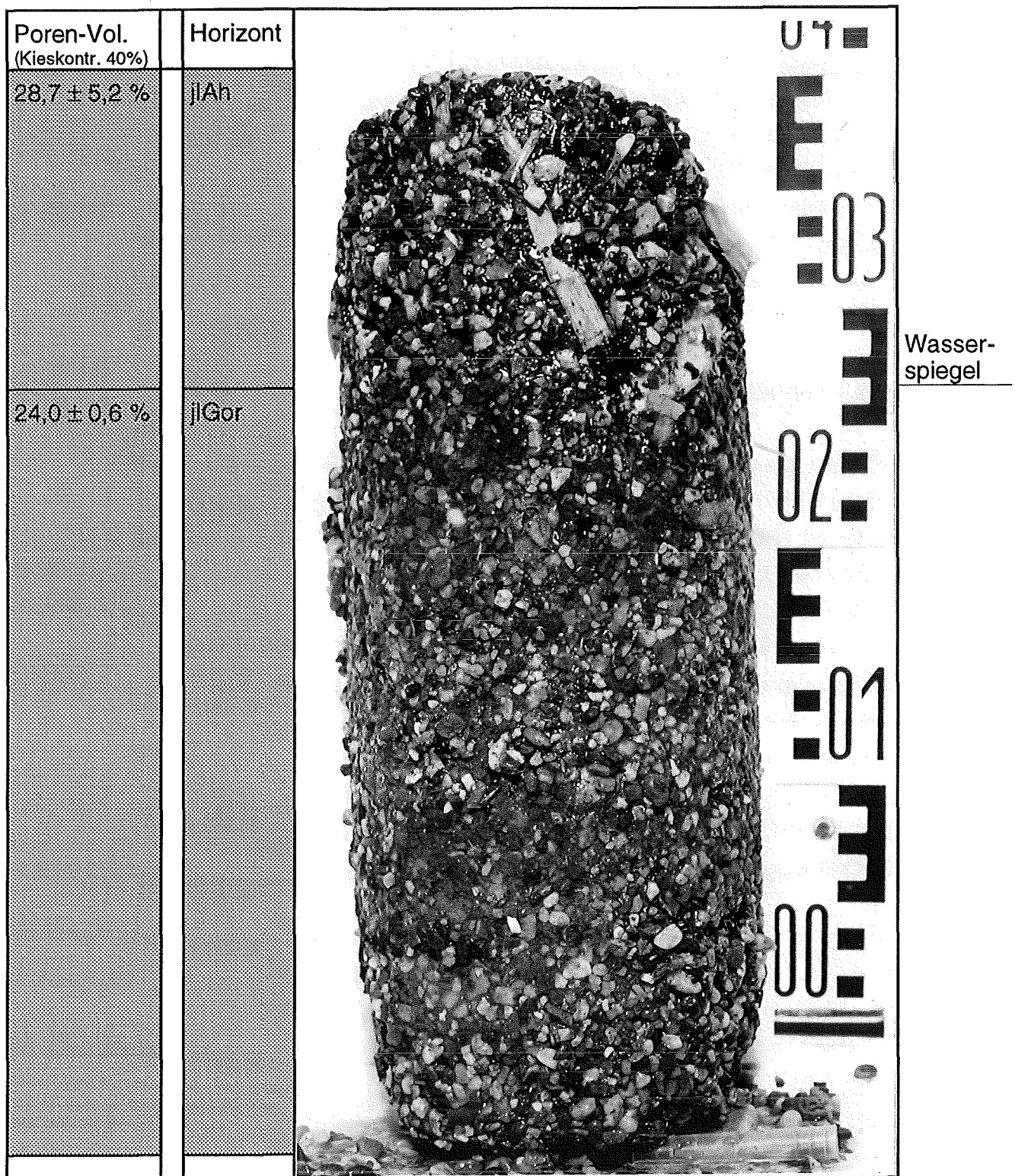


Abb. IV.6: Bodenprofil des Typhabeckens bei 5,9 m Fließstrecke nach Phosphatzugabe (November 1995). Die Bestimmung der Bodenschichten erfolgte in Absprache mit HILLER (1995, pers. Mitt.). Die Farben des Lichtbildes wurden durch die photographische Reproduktion leicht verändert.

Vor und nach Phosphatzugabe zeigten alle Bodenproben entlang der Fließstrecke das vorangehend beschriebene Profil und ähnliche Porenvolumina (Abb. IV-6). Das durchschnittliche Porenvolumen der Horizonte war gegenüber einer reinen Kiesschüttung durch Feinsubstrateinlagerungen und pflanzliche Biomasse von 40 % auf ca. 26 % vermindert. Die Gliederung jeder Probe entsprechend der verschiedenen Bodenschichten ergab die nachfolgend dargestellte Verteilung der Hauptbestandteile im Vertikalprofil.

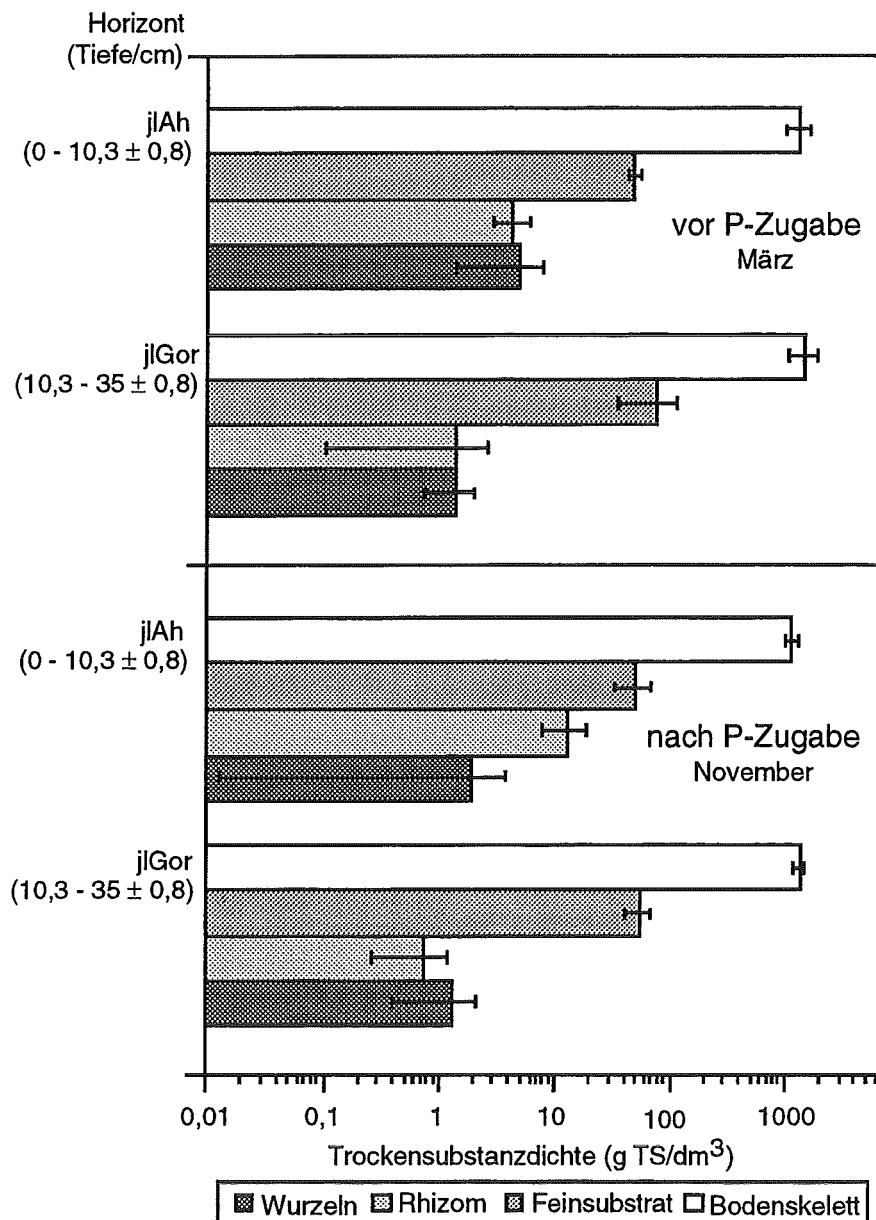


Abb. IV.7: Vertikale Masseverteilung von Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln im Typhabecken vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Bei der aufgeführten Gliederung wurden ausschließlich lebende Rhizome und Wurzeln des Polykorms berücksichtigt. Der Anteil toter unterirdischer Pflanzenorgane betrug bei *Typha latifolia* durchschnittlich nur 2,5 Gew.-% und wurde daher bei der Bilanzierung nicht extra berücksichtigt. Gleiches gilt für die in den nachfolgenden Kapiteln beschriebene Vegetation von *Phragmites australis*, deren Anteil toter Biomasse weniger als 1 Gew.-% betrug.

Hauptbestandteil jedes Horizontes vor und nach Phosphatzugabe war mit 1300 bis 1400 g TS/dm³ das Bodenskelett (Abb. IV.7). Es überstieg um ein bis zwei Größenordnungen die Masse der anderen Fraktionen. Die Horizonte enthielten durchschnittlich 40 bis 70 g TS/dm³ Feinsubstrat. Die Wurzeln bildeten mit ca. 1 g TS/dm³ den geringsten Anteil am Bodenkörper.

Im Gegensatz zu den anderen Fraktionen war das Rhizom über die verschiedenen Horizonte ungleich verteilt. Es fand sich vermehrt im jIAh-Horizont, d.h. außerhalb des wasserdurchströmten Bereichs. Zusätzlich wuchs die Rhizombiomasse dieser Bodenschicht in der Vegetationsperiode von 4 ± 3 g TS/dm³ (März) auf 13 ± 5 g TS/dm³ (November) an. Das Wachstum während der Vegetationsperiode 1995 erscheint bei einer durchschnittlichen Lebensdauer der Rhizome von ca. 2 Jahren (FIALA 1978a) und einem Alter des Pflanzenbestandes von 8 Jahren zunächst sehr unwahrscheinlich, denn es hätte sich theoretisch ein 'Steady State' ausbilden müssen. In der Vegetationsperiode 1994 kam es jedoch zu einem starken Befall der Pflanzen mit den Raupen von *Orthothaelia sparganella* (Schilfwickler), der trotz Einsatz von Parathion nach DOMSCH (1992) zu einer weitgehenden Zerstörung der Biomasse führte. Infolgedessen trat 1995 wahrscheinlich der o.g. verstärkte Biomassezuwachs auf.

Die durchschnittliche Masse der Fraktionen wies im Vertikalprofil des Bodenkörpers Standardabweichungen bis zu 99 % auf. Nährstoffe wie z.B. Phosphat werden entlang der Fließstrecke entfernt (MOUSTAFA et al. 1996; vgl. auch Abb. IV.3, S. 72) und stehen so der Vegetation womöglich nicht überall in gleichem Maße zur Verfügung. Auch jede Hauptfraktion hätte demnach in Form eines Gradienten entlang der Fließstrecke verteilt sein können. Ein Gradient entspricht nicht der Normalverteilung und würde über den Median im Vertikalprofil nicht erfaßt. Der Einfluß der Fließstrecke wurde daher gesondert ausgewertet.

Es wurde die Darstellung der Verteilung als Masse pro m^2 Filterfläche gewählt, da die untersuchten Becken unterschiedlich stark aufgelandet waren (Abb. IV.8). Eine Zunahme der Masse einzelner Fraktionen pro m^2 Filterfläche durch die unterschiedliche Zunahme des Bodenfiltervolumens entlang der Fließstrecke wurde so berücksichtigt (vgl. Kap. IV-2.3.2.2.2). Um zusätzlich die gesamte Beckenbreite zu erfassen, wurden im März Doppelbestimmungen bei drei verschiedenen Fließstreckenentfernungen statt der sukzessiven Verteilung von sechs Bodenproben entlang der Fließstrecke im November durchgeführt (vgl. Kap. II-3.2).

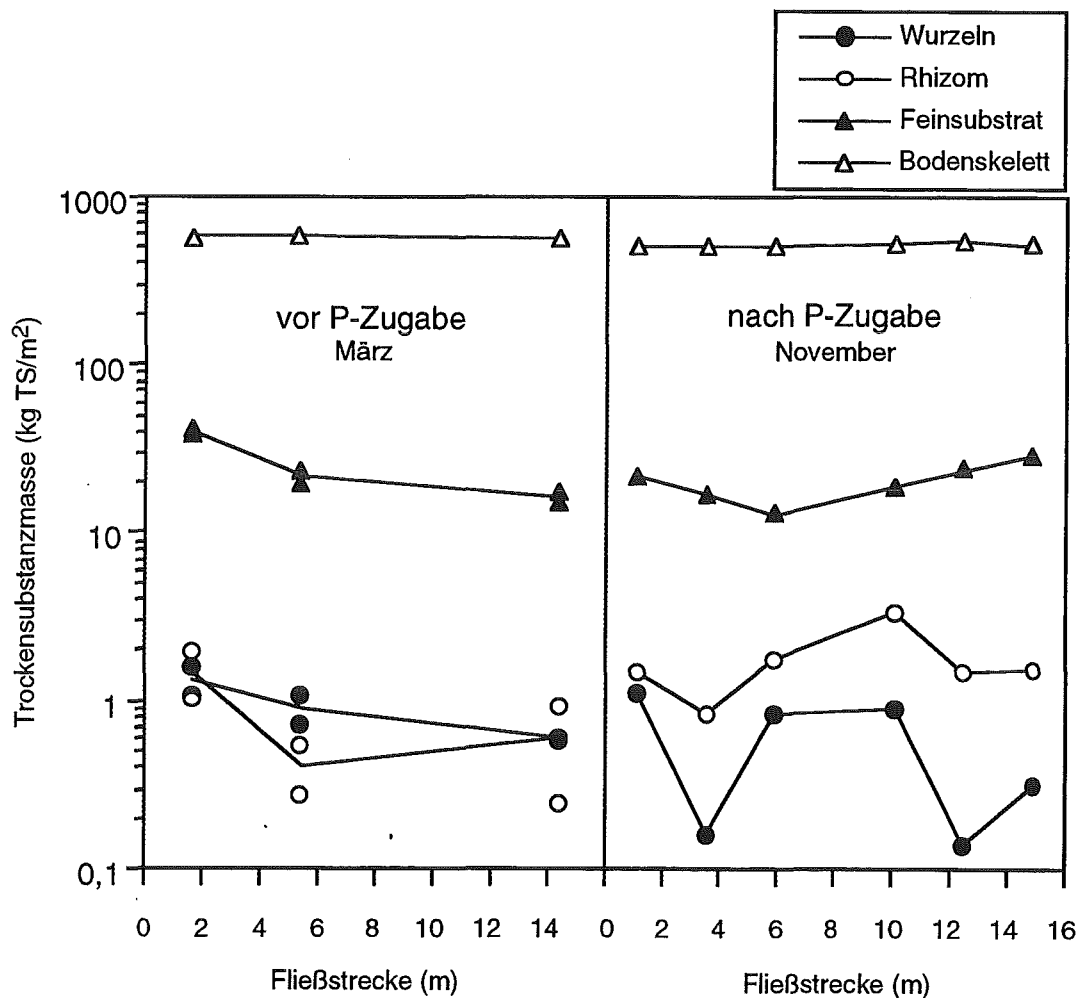


Abb. IV.8: Masseverteilung von Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln entlang der Fließstrecke des Typhabeckens vor und nach Phosphatzugabe (1995)

Der Bodenkörper der Typhavegetation war im Gegensatz zu dem der Phragmitesfilter nicht aufgelandet (vgl. Kap. IV-2.3.2.2.2, Abb. 4.11). Im Typhabecken traten keine über eine Vegetationsperiode reproduzierbare Tendenzen entlang der

Fließstrecke auf. Stetige Gradienten in der Masseverteilung fanden sich nur vor Phosphatzugabe im Frühjahr. So reduzierten sich der Feinsubstratgehalt von 40 auf 16 kg TS/m² und die Wurzelmasse 1,5 auf 0,6 kg TS/m², während sie im Herbst indifferent entlang der Fließstrecke schwankten, die Wurzelmasse sogar um bis zu 900 %. Entlang der Beckenbreite traten starke Masseunterschiede nur im Rhizomgehalt auf. Bei einem durchschnittlichen Rhizomgehalt von 1,1 kg TS/m² im März schwankten die Doppelbestimmungen um bis zu 300 %. Der Hauptbestandteil des Bodens, das Bodenskelett zeigte bei 520 bis 580 kg TS/m² weder in Breite noch Fließrichtung Gradienten.

Die Zusammensetzung des Bodenkörpers war somit unabhängig von der Fließstrecke. Die starke Variation der unterirdischen pflanzlichen Biomasse und deren insgesamt geringer Gehalt im wasserdurchströmten Bereich lassen einen sehr ortsvariablen Einfluß der Pflanzen auf das ihren Wurzelstock durchströmende Wasser vermuten, auch wenn der Ablauf durch die Vermischung des Wassers aus Rhizosphärenbereichen unterschiedlichen Zustands bezüglich Phosphat insgesamt eine gleichmäßige Ablaufqualität aufwies.

2.3.2.2.2 Phragmitesbecken I

Auch der Bodenkörper des Phragmitesbeckens I bildete die typische Struktur eines Gleys aus (Abb. IV.9, vgl. auch Kap. IV-2.3.2.2.1). Im Gegensatz zum Typhafilter wurde die oberste Bodenschicht durch einen ca. 1 cm dicken, teil-zersetzte Streu enthaltenden Auflagehorizont (Of) gebildet. Im darunterliegenden jIAh-Horizont (1 bis 11 cm Tiefe) war der Boden durch Huminstoffe braunschwarz gefärbt (vgl. auch Kap. IV-4). Es folgte eine bis in durchschnittlich 21 cm Tiefe reichende Übergangsschicht (jIAh/Gor), in der die braunschwarze Färbung nach unten abnahm und der rötlichen Färbung des darauffolgenden jIGor-Horizontes wich.

Der orthogonale Aufbau des Rhizomkörpers gliederte sich entlang des Profils. Im jIAh-Horizont wuchsen die Rhizome, aus denen die Halme austrieben vorwiegend in vertikaler Richtung. In der darunter liegenden Übergangsschicht ging das senkrechte Wachstum der Rhizome in die waagerechte Form der Speicherrhizome über, die sich auch im jIGor-Horizont fanden.

Das Porenvolumen der Bodenproben lag zwischen durchschnittlich 27 % im jIAh/Gor- und 39 % im jIGor-Horizont. Hohe Standardabweichungen ließen keine eindeutige Unterscheidung der Porenvolumina in den einzelnen Bodenschichten

zu. Im Verhältnis zur reinen Kiesschüttung (40 %) war das Porenvolumen des wasserdurchströmten Bereichs nicht signifikant verändert, wie es für das Typha-becken in Kapitel IV-2.3.2.2.1 beschrieben wurde.

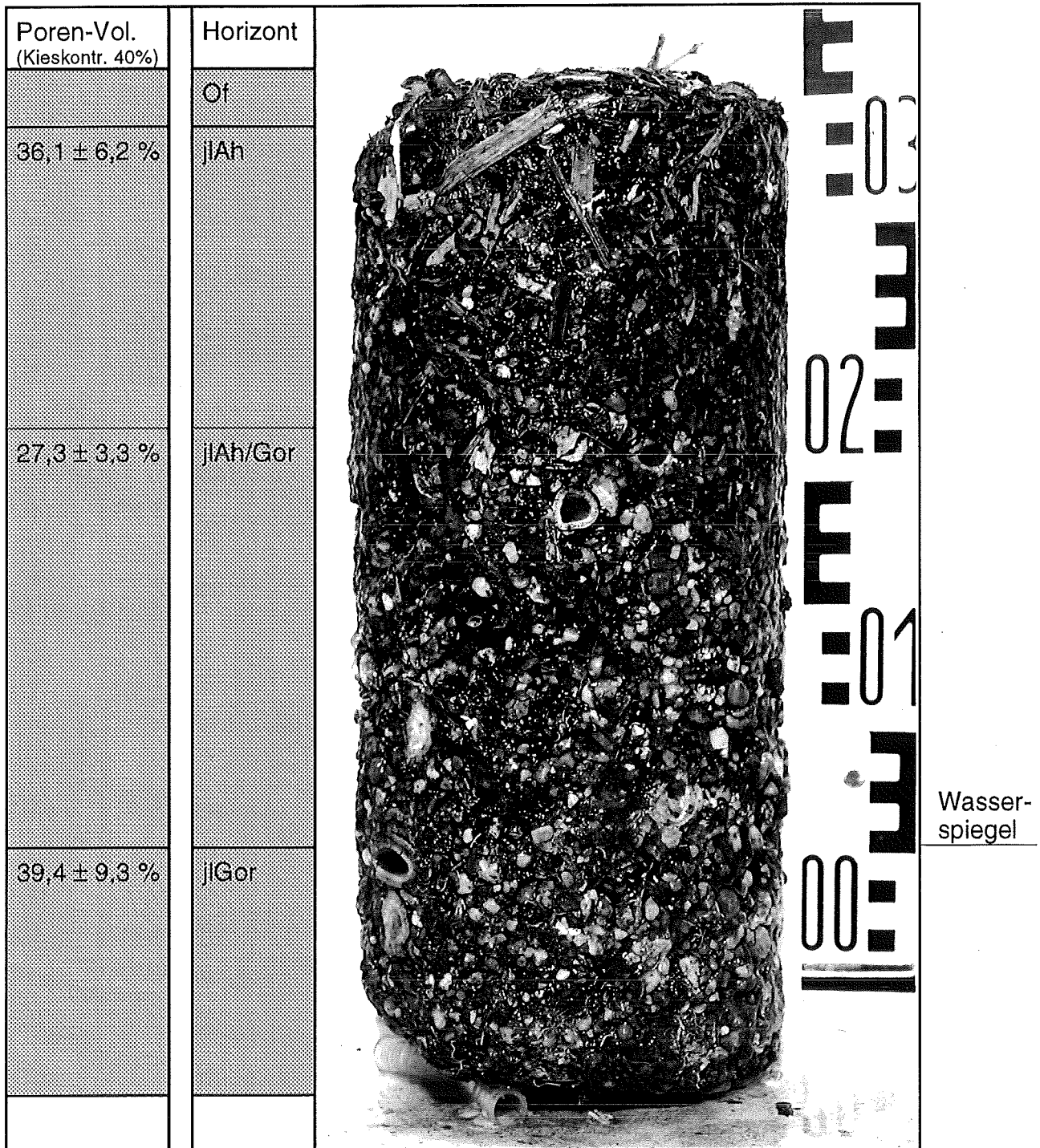


Abb. IV.9: Bodenprofil des Beckens Phragmites I bei 5,4 m Fließstrecke vor Phosphat-zudosierung (März 1995). Die Bestimmung der Bodenschichten erfolgte in Absprache mit HILLER (1995, pers. Mitt.). Die Farben des Lichtbildes wurden durch die photographische Reproduktion leicht verändert.

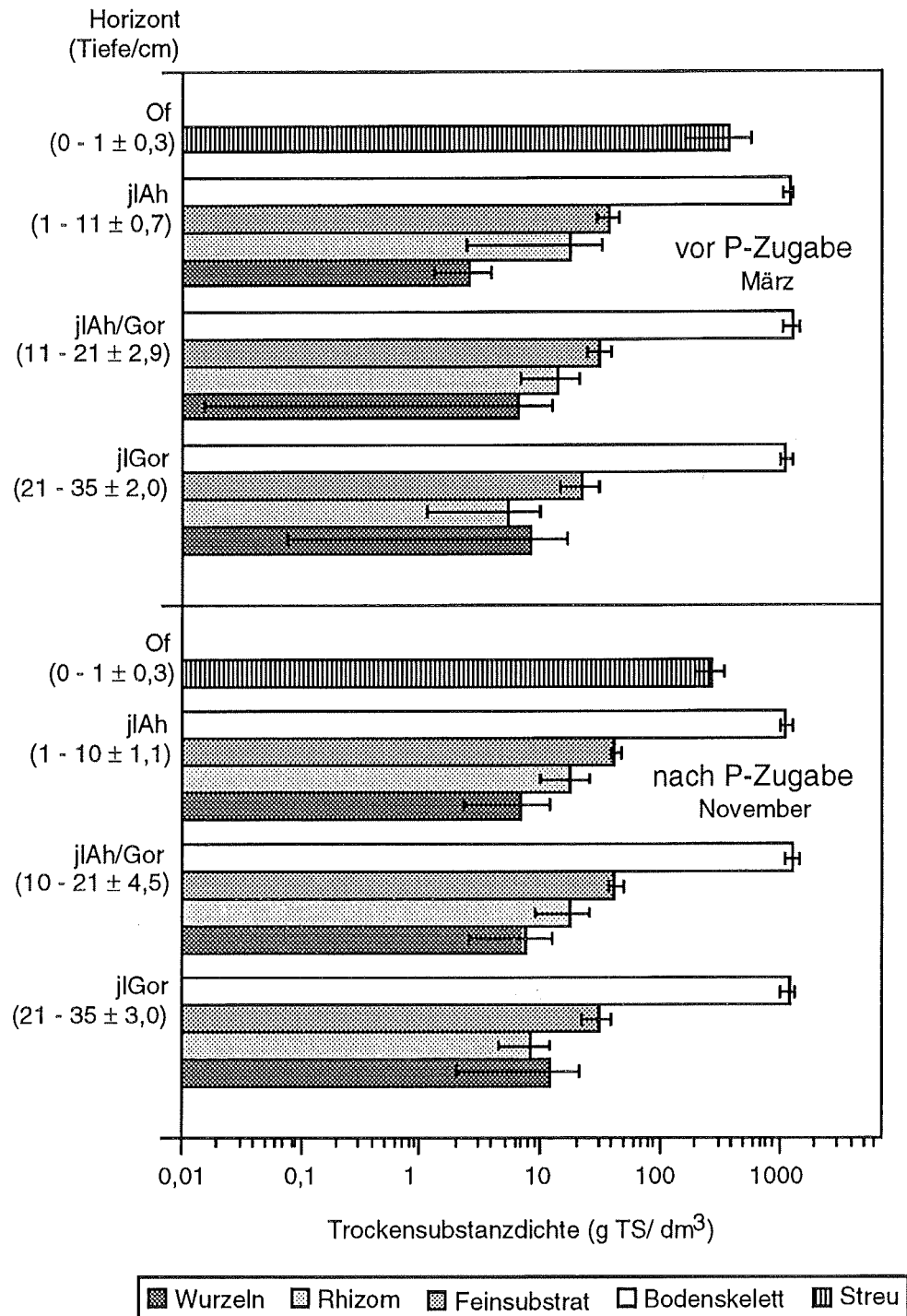


Abb. IV.10: Vertikale Masseverteilung von Streu, Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln im Bodenkörper des Beckens Phragmites I vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Hohe Standardabweichungen je Hauptfraktion ließen im Vertikalprofil weder vor und noch nach Phosphatzugabe statistisch gesicherte Unterschiede in der Masseverteilung zu (Abb. IV.10). Der durchschnittliche Trockensubstanzgehalt des

Auflagehorizontes (Of) betrug ca. 300 ± 200 g TS/dm³. 1000 bis 1200 g TS/dm³ des Bodenskelettes bildeten die Hauptmasse in allen Schichten der mineralhaltigen Horizonte. Der Feinsubstratgehalt betrug 35 bis 45 g TS/dm³. Rhizom und Wurzeln waren zu jeweils 7 bis 18 g TS/dm³ enthalten.

Vergleicht man jedoch die im Datenanhang (Tab. A.9) aufgeführten Einzelwerte der Fraktionen, so war der Rhizomgehalt im wasserdurchströmten jIGor-Horizont jeder Bodenprobe immer geringer als in den darüberliegenden Mineralhorizonten. Die Rhizommasse war somit ebenso wie die von *Typha latifolia* im Stauwasserbereich erniedrigt, obwohl von RODEWALD-RUDESCU (1974) ein Hydrotropismus der Rhizome beschrieben wurde.

Insgesamt unterschied sich die durchschnittliche vertikale Masseverteilung im Becken Phragmites I nicht signifikant vom Tiefenprofil des Typhafilters (vgl. Abb. IV.7). Bei Vergleich der Einzelwerte waren jedoch die Rhizommasse im jIAh-Horizont und die Menge der Wurzeln im jIGor-Horizont im Becken Phragmites I signifikant erhöht (vgl. Datenanhang, Tab. A.8 und A.9). Zusätzlich war im Phragmitesfilter der Feinsubstratanteil im jIGor-Horizont vor Phosphatzugabe vermindert. Die *Phragmites*-Vegetation enthielt somit, wie auch schon für die oberirdischen Sprosse beschrieben wurde (vgl. Kap. IV-2.3.2.1), mehr unterirdische Biomasse als *Typha latifolia*.

Die höchste Standardabweichung im Verhältnis zum Median trat im Vertikalprofil des Beckens Phragmites I in jeder Bodenschicht hinsichtlich der Rhizom- und Wurzelmasse auf. Grund hierfür war eine Verteilung der Fraktionen in Form eines abnehmenden Gradienten entlang der Fließstrecke, die schon durch eine unterschiedliche Anhebung des Bodenkörpers im Verhältnis zum Ausgangsniveau indiziert wurde. Teilt man das Becken gemäß seiner U-förmigen Bauweise in zwei Hälften, so erhöhte sich der Bodenkörper bei Vernachlässigung der 1 cm dicken Streuschicht in der ersten Beckenhälfte um ca. 10 cm, im weiteren Verlauf der Fließstrecke nur um 4 cm (Abb. IV.11).

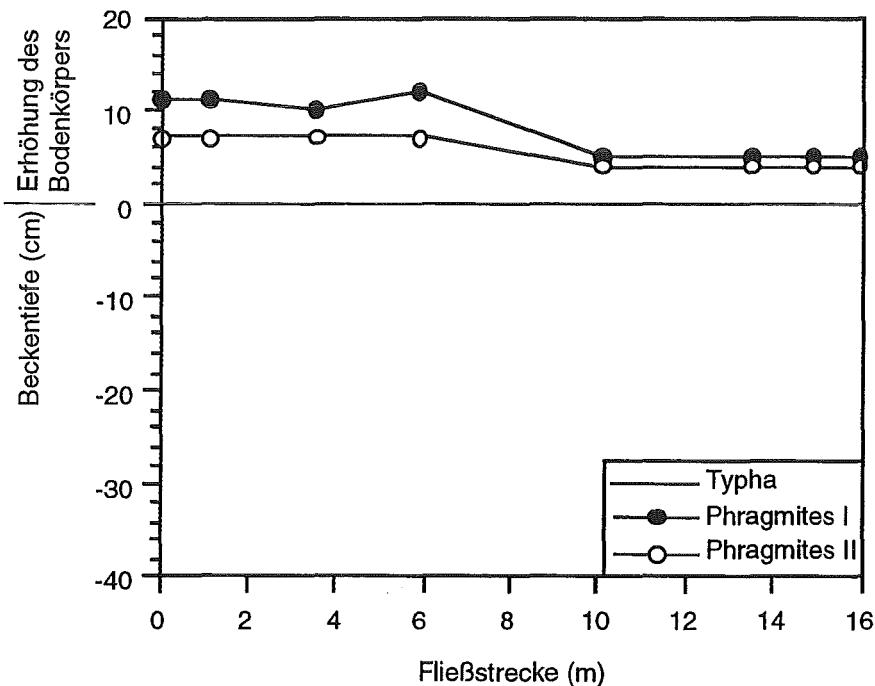


Abb. IV.11: Auflandung des Bodenkörpers der AMOVA-Systeme 1995

Entsprechend der Auflandung verringerte sich die Biomasse entlang der Fließstrecke (Abb. IV.12). Insgesamt nahm der Rhizomgehalt von durchschnittlich 10 kg TS/m² in der ersten Beckenhälfte auf 3 kg TS/m² in der zweiten ab. Auch die Wurzelmasse reduzierte sich von 8 kg TS/m² auf ca. 2 kg TS/m², wobei sich ihr Trockensubstanzgehalt während der Vegetationsperiode in der zweiten Beckenhälfte signifikant auf ca. 3 kg TS/m² erhöhte.

Die Variation der Biomasse bei Doppelbestimmungen entlang der Beckenbreite verminderte sich vor Phosphatzugabe mit zunehmender Fließstrecke von maximal 500 % auf weniger als 40 %. Streu, Bodenskelett und Feinsubstrat zeigten weder in März noch November eine ausgeprägte Tendenz in ihrer Verteilung.

Wie schon für das Tiefenprofil beschrieben, waren auch bei Berücksichtigung der Fließstrecke im Becken Phragmites I Rhizome und Wurzeln im Verhältnis zum Typhabecken deutlich angereichert und der Feinsubstratanteil vor Phosphatzugabe vermindert (vgl. Abb. IV.8).

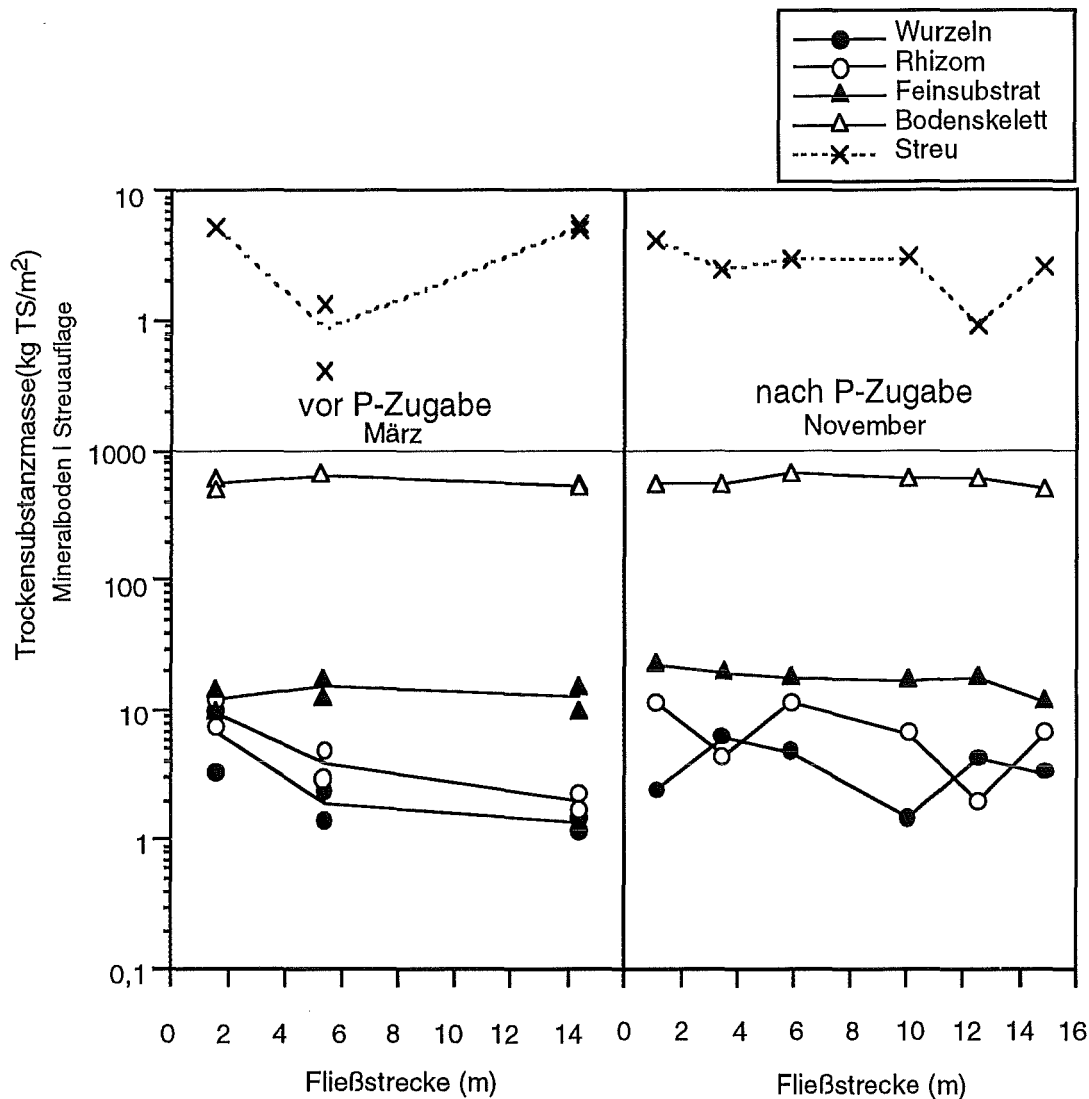


Abb. IV.12: Masseverteilung von Streu, Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln entlang der Fließstrecke im Bodenkörper des Beckens Phragmites I vor und nach Phosphatzudosierung 1995

2.3.2.2.3 Phragmitesbecken II

Das durch geringere oberirdische Biomasse und Halmhöhe ausgezeichnete Becken Phragmites II zeigte im Bodenprofil ebenso wie Phragmites I die Horizontierung eines Gleys, der sich in den meisten Bodenproben in Of-, jIAh-, jIAh/Gor- und jIGor-Horizont gliederte und in seiner Struktur dem von Phragmites I glich (Abb. IV.13, vgl. auch Kap. IV-2.3.2.2.2).

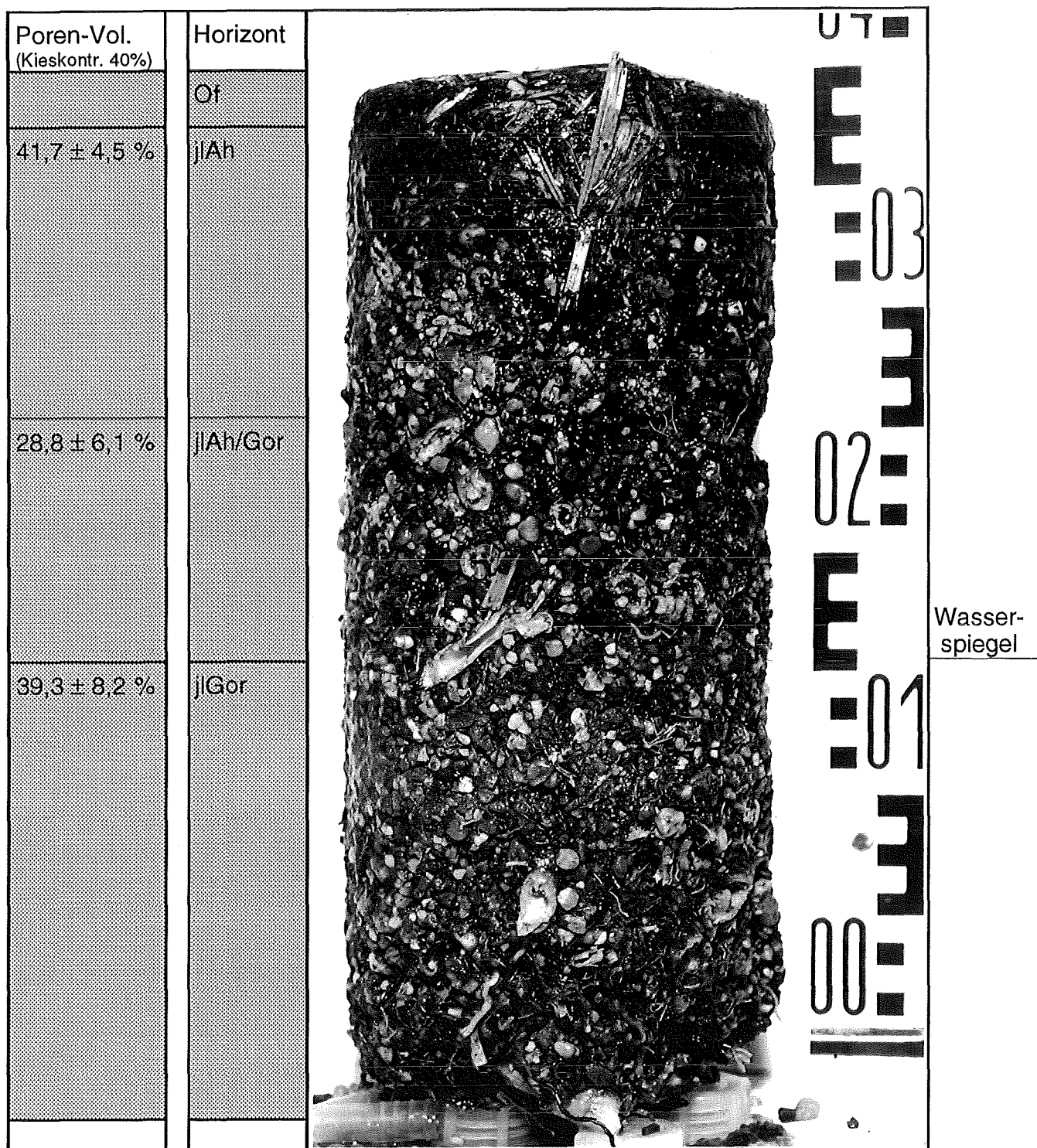


Abb. IV.13: Bodenprofil des Beckens Phragmites II bei 3.5 m Fließstrecke nach Phosphatdosierung (November 1995). Die Bestimmung der Bodenschichten erfolgte in Absprache mit HILLER (1995, pers. Mitt.). Die Farben des Lichtbildes wurden durch die photographische Reproduktion leicht verändert.

Vor Phosphatzugabe wurden die genannten Bodenschichten in jeder Probe detektiert. Nach Phosphatzugabe konnte der für das Becken Phragmites I beschriebene Übergangshorizont (jIAh/Gor) im Filter Phragmites II nur in vier von sechs entnommenen Proben von der jIAh-Schicht unterschieden werden. Die durchschnittliche Dicke dieser beiden Bodenschichten wurde daher nur aus den vier differenzierbaren Proben berechnet. Für die vertikale Masseverteilung wurde jedoch von den zwei verbleibenden Proben die Dichte der oberen Mineralbodenschicht sowohl für den jIAh- als auch für den jIAh/Gor-Horizont mit einberechnet.

Wie in den anderen Becken, bildete auch im Vertikalprofil des Filters Phragmites II das Bodenskelett die Hauptmasse des Bodens (1100 bis 1300 g TS/dm³, Abb. IV.14). Seine Masse war ebenso wie die des Feinsubstrats und der Wurzeln in keiner Bodenschicht signifikant erhöht. Das Feinsubstrat entsprach mit durchschnittlich 35 bis 44 g TS/dm³ nur 2,8 % der Bodenmasse. Die Masse der Wurzeln schwankte zwischen 2 und 10 g TS/dm³. Der Rhizomgehalt im Becken Phragmites II reduzierte sich entgegen der Beschreibung für den Filter Phragmites I mit zunehmender Bodentiefe nicht signifikant. Zwar lag vor Phosphatzugabe seine Masse im wasserdurchströmten Bereich deutlich unter der der darüberliegenden Schichten. Nach Phosphatzugabe bestätigte sich diese Tendenz jedoch nicht.

Im Verhältnis zum Typhabecken war in Phragmites II nur der Rhizomgehalt in der jIAh/Gor-Schicht vor Phosphatzugabe signifikant erhöht (vgl. Datenanhang, Tab. A.8 und A.10).

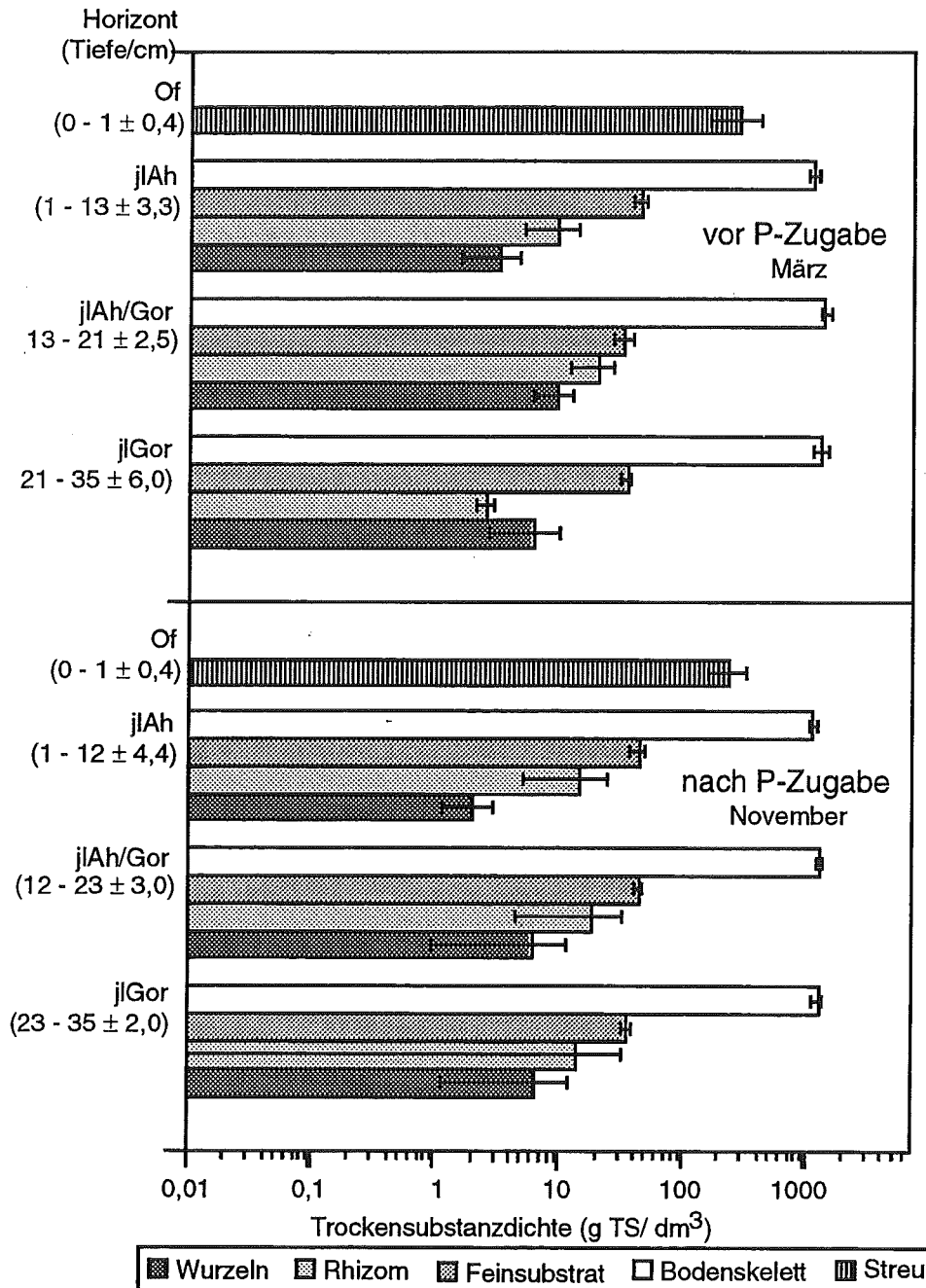


Abb. IV.14: Vertikale Masseverteilung von Streu, Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln im Bodenkörper des Beckens Phragmites II vor und nach Phosphatzudosierung 1995.

Der Bodenkörper des Filters Phragmites II war ebenso wie der von Phragmites I entlang der Fließstrecke mit abnehmender Tendenz aufgelandet. Die erste Beckenhälfte war um 5 cm, die zweite um 3 cm erhöht (vgl. Abb. IV.11). Im Gegensatz zu Phragmites I, wo mit verminderter Auflandung auch die Masse der unterirdischen Biomasse abnahm, zeigte in Phragmites II keiner der Bodenbestandteile entlang der Fließstrecke eine Verschiebung in seiner Verteilung. Der

Trockensubstanzgehalt des Bodenskelettes betrug 550 bis 620 kg TS/m², der des Feinsubstrats 15 bis 20 kg TS/m², der des Rhizoms 3 bis 18 kg TS/m² und der Trockensubstanzgehalt der Wurzeln 0,6 bis 5 kg TS/m² (Abb. IV.15). Da eine unterschiedliche Auflandung von 2 cm bei einer Bodentiefe von 43 cm weniger als 5 % Differenz in der Volumenzunahme entspricht, hätte eine Zunahme der Biomasse als Grund der Auflandung im Verhältnis zu Phragmites I (Volumenzunahme 15 %) ohnehin viel schlechter detektiert werden können.

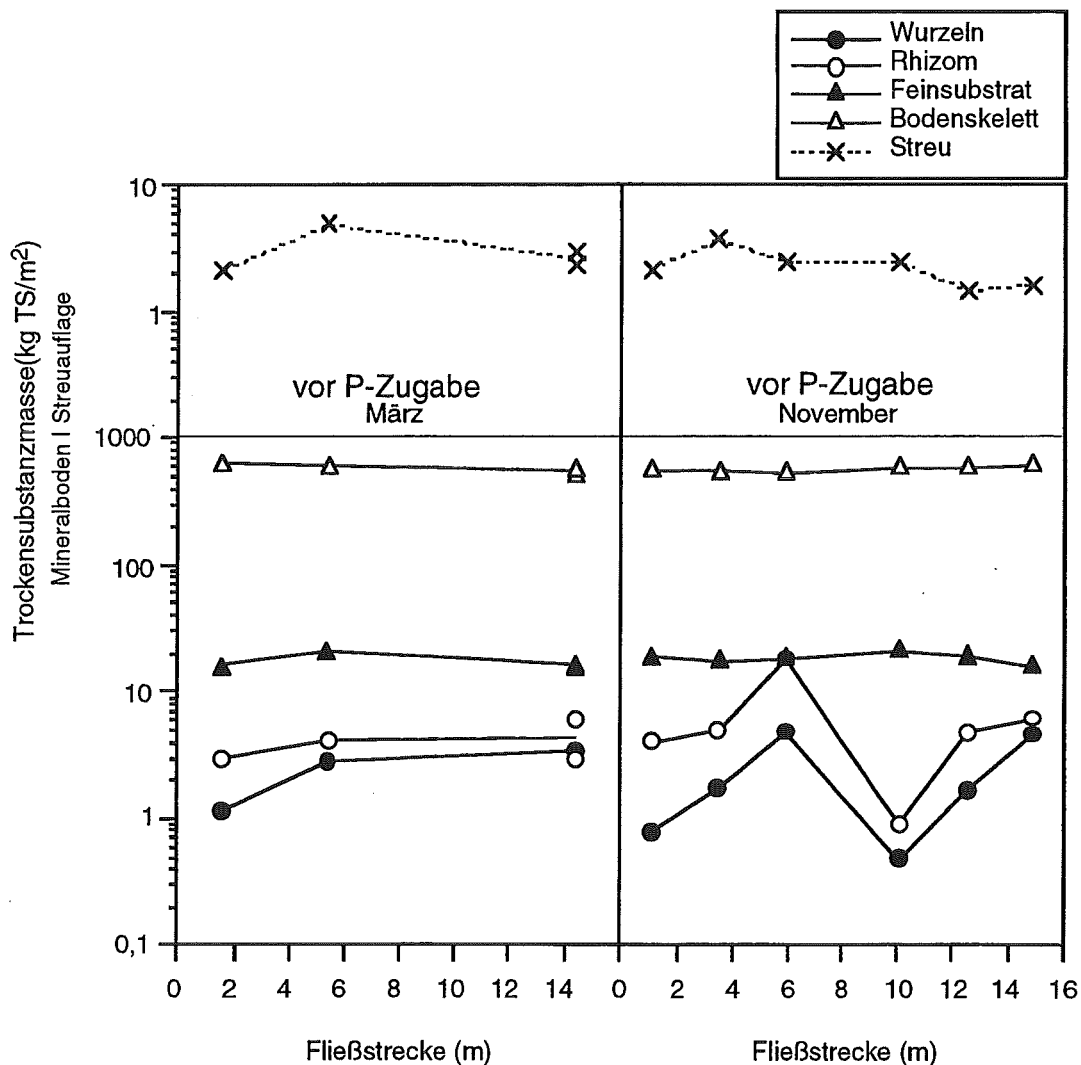


Abb. IV.15: Masseverteilung von Streu, Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln entlang der Fließstrecke des Beckens Phragmites II vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Insgesamt war auch das Becken Phragmites II im Verhältnis zum Typhabecken aufgelandet und enthielt mehr Rhizommasse entlang der Fließstrecke (vgl. Abb. IV.8). In beiden Phragmitesfiltern war im Tiefenprofil eine Abnahme der Rhizommasse im wasserdurchströmten jIGor-Horizont in drei von vier entnommenen Bodenprofilen statistisch signifikant. Demnach befand sich auch in diesen Becken die Hauptmasse der Rhizome wahrscheinlich eher oberflächennah als am Grunde der mit 0,4 m sehr flachen Becken.

2.3.2.3 Vergleich der Vegetationen

Vergleicht man die absolute Masse sowie den Gewichtsanteil der verschiedenen Fraktionen jedes Helophytenfilters, so ergeben sich artspezifische Unterschiede, die sich bereits in den Einzelprofilen andeuteten.

Da sich die Massen- und Gewichtsanteile der Fraktionen während des Befruchtungsversuches durch Pflanzenwachstum veränderten, wurde beim Vergleich der Betriebszustand vor und nach Phosphatdosierung unterschieden. Hierbei ist in Abbildung IV.16 die Verteilung der Filterkompartimente vor Phosphatzugabe durch in Klammern, nach P-Zugabe durch normal gesetzte Werte dargestellt.

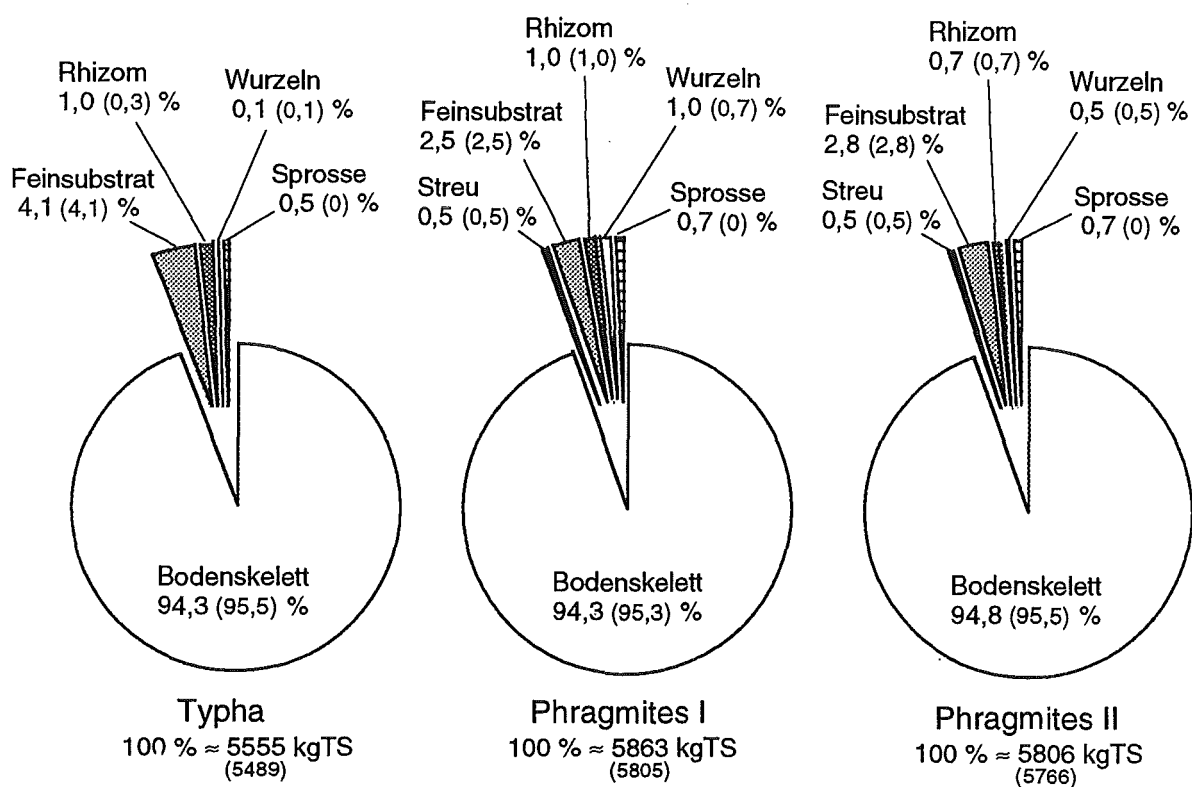


Abb. IV.16: Gewichtsanteile der Hauptbestandteile der AMOVA-Systeme 1995. In Klammern gesetzte Werte stellen die Anteile vor Befruchtung, normal gesetzte Werte die Anteile nach Befruchtung dar.

Im ganzen genommen überstieg die Gesamttrockensubstanz der Phragmitesbecken mit ca. 5800 kg TS die des Typhafilters (ca. 5500 kg TS). Hauptbestandteil bildete in allen Becken das Bodenskelett mit ca. 95 % Gewichtsanteil. Die höhere Masse der Phragmitesfilter war somit einerseits dadurch bedingt, daß beim Bau

etwas mehr Kies in die Filter eingebracht worden war als in das Typhabecken. Andererseits enthielten die *Phragmites*-Vegetationen einen artspezifisch höheren pflanzlichen Biomasseanteil. Die Pflanzenorgane von *Phragmites australis* machten zu Beginn der Vegetationsperiode 1995 insgesamt ca. 1,5 % der Gesamttrockenmasse aus, die bei Addition der im Typhabecken nicht vorhandenen Streuschicht zu einer organischen Gesamtmasse von 1,7 bis 2,2 % führte. Dies ist das Vier- bis Sechsfache der im Typhasystem vorliegenden Pflanzenmasse, die zu Beginn der Wachstumsphase 0,4 % betrug. Berücksichtigt man das Wachstum der Pflanzen, so war in den Phragmitesbecken auch am Ende der Vegetationsperiode 1995 immer noch artspezifisch mehr organische Substanz enthalten als im Typhabecken. Der Abstand im Verhältnis der organischen Substanz beider Vegetationen verminderte sich jedoch auf den eineinhalb- bis zweifachen Wert, da sich die Rhizommasse von *Typha latifolia* im Gegensatz zu der von *Phragmites australis* verdreifachte. Im Gegensatz zur pflanzlichen Biomasse enthielten die Phragmitesbecken bei einem Anteil von 2,5 bis 2,8 % weniger Feinsubstrat als der Typhafilter (4,1 %).

Als Gründe für die höhere Phosphatretentionskapazität der Phragmitesfilter deuteten sich somit eine insgesamt größere Filtermasse sowie ein erhöhter pflanzlicher Biomassegehalt an, der für die Becken bereits in den vorangehenden Kapiteln beschrieben wurde.

Zusätzlich war der durchschnittliche prozentuale Feinsubstratanteil dieser Vegetationen im Verhältnis zum Typhabecken vermindert, obwohl sich der Feinsubstratgehalt bei Vergleich der Einzelprofile nur im Becken Phragmites I signifikant von dem des Typhabeckens (vor Phosphatzugabe) unterschied.

2.4 Phosphatanreicherung in den Speicherkompartimenten der Helophytenfilter

Im Befruchtungsversuch wurden 93 bis 94 % des zudosierten Phosphats entsprechend ca. 16 g P_{ges} zurückgehalten (vgl. Kap. IV-2.2.2). Unter der Voraussetzung, daß kein quantitativ bedeutsamer atmosphärischer Phosphoraustrag in Form von Phosphin auftrat (vgl. Kap. V-1.1.1, S. 149), mußte die zurückgehaltene Phosphatmenge infolgedessen in den Filtern verblieben sein.

Die Speicherkompartimente der Helophytenfilter besaßen, wie in Kapitel IV-2.3.2.3 beschrieben, sehr unterschiedliche Gewichtsanteile. Auch bei geringer Masse, wie z.B. bei Anreicherung von wenigen mm Feinboden pro Jahr, können einzelne Filterkompartimente für die Phosphatfestlegung sehr bedeutend sein (vgl. Kap. I-4.4). Eine mögliche Phosphatanreicherung durch Zudosierung wurde daher in jedem Filterkompartiment, dh. der oberirdischen Biomasse und den Bestandteilen des Bodenkörpers der AMOVA-Systeme untersucht.

2.4.1 Oberirdische Biomasse

Die Biomasse des Röhrichts und die durch sie festgelegte Gesamtphosphat-Menge nahm in allen Vegetationen bis zum Erreichen eines Maximums im Sommer/Frühherbst zu und verminderte sich nachfolgend. Die Phosphatanreicherung in den Sprossen wird im folgenden nur als Durchschnitt für die Gesamtbecken angegeben, da keine graduelle Verteilung in Abhängigkeit der Fließstrecke detektiert werden konnte (vgl. Datenanhang, Tab. A.7).

Die Biomasse der *Typha*-Vegetation wuchs im Zeitraum April bis September 1995 von 0,06 auf 2,6 kg TS/m² an. Während dieses Zeitraumes reduzierte sich der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt von 0,38 auf 0,13 % P/TS, obwohl der Gesamtphosphat-Vorrat bis auf 3,3 g P_{ges} /m² anstieg. Bei Zunahme des Gesamtphosphat-Vorrates, d.h. aktiver Gesamtphosphat-Aufnahme in die Sprosse, war die Abnahme des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes demnach ausschließlich ein Verdünnungseffekt durch Biomassezuwachs.

Ab September verminderten sich infolge von Seneszenz sowohl der Trockensubstanz- als auch der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt der Biomasse. Dieses führte zu einem Verlust der festgelegten Gesamtphosphat-Menge von 73 %, so daß mit der Mahd im Oktober nur 0,9 g P_{ges} /m² entfernt wurden (Abb.IV.17, oben).

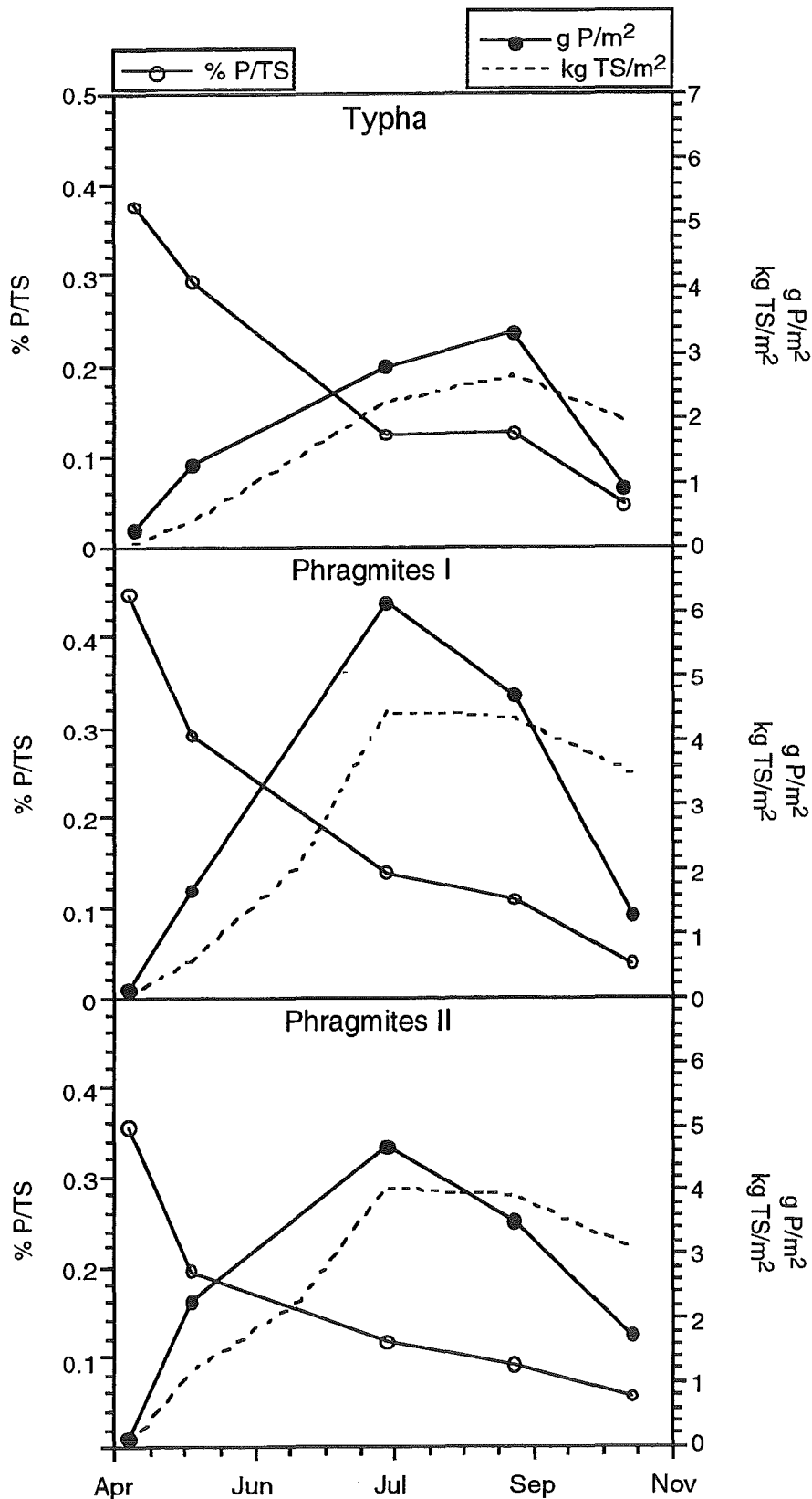


Abb. IV.17: Durchschnittlicher spezifischer Gesamtphosphat-Gehalt, Gesamtphosphat-Vorrat und Biomasseertrag in den oberirdischen Sprossen der AMOVA-Vegetationen 1995

Der in den Sprossen des Beckens *Phragmites* I gespeicherte Gesamtposphat-Vorrat erreichte im Vergleich zu *Typha latifolia* bereits im Juli mit $6,1 \text{ g P}_{\text{ges}}/\text{m}^2$ bei $4,2 \text{ kg TS}/\text{m}^2$ sein Maximum. Von Juli bis Oktober verminderte sich der Gesamtposphat-Vorrat auf insgesamt 21 % des Höchstwertes. Ab September nahm auch der Trockensubstanzgehalt infolge von Seneszenz ab (Abb. IV.17, Mitte).

Der Verlauf von Biomassegehalt und Gesamtposphat-Vorrat in den oberirdischen Sprossen von *Phragmites* II entsprach dem von *Phragmites* I (Abb. IV.17, unten). In *Phragmites* II wurden maximal $3,9 \text{ kg TS}/\text{m}^2$ und $4,5 \text{ g P}_{\text{ges}}/\text{m}^2$ festgelegt. Wie Biomasse- und Gesamtposphat-Vorrat war auch der spezifische Gesamtposphat-Gehalt mit maximal 0,36 % P/TS zu Beginn der Vegetationsperiode im Vergleich zu 0,45 % P/TS in *Phragmites* I erniedrigt. Er verminderte sich während der Wachstumsphase jedoch nicht so stark wie in *Phragmites* I. In *Phragmites* II war der Gesamtposphat-Vorrat bei Mahd im Oktober daher trotz geringeren Biomasseertrages mit $1,73 \text{ g P}/\text{m}^2$ (entsprechend 38 % des Maximalvorrates) höher als der von *Phragmites* I mit $1,28 \text{ g P}/\text{m}^2$. Grund für die Differenz des Speichervermögens der Vegetationen ist vermutlich die unterschiedliche Behandlung der Becken mit Strohperkolat in den Vorversuchen (vgl. Kap. III-1).

Insgesamt wurde in *Phragmites australis* artspezifisch mehr Phosphat je Becken festgelegt als in der Vegetation von *Typha latifolia*. Dieses liegt im höheren Biomasseertrag des Schilfes begründet. In allen Vegetationen sank die absolut gespeicherte Gesamtposphat-Menge von Juli/September bis Oktober um mindestens 62 %. Durch Mahd am Ende der Vegetationsperiode konnte demnach nur ein Bruchteil der maximal gespeicherten Gesamtposphat-Menge entfernt werden; ohne Mahd hätte sich der Phosphatpool in der oberirdischen Biomasse gemäß dem Turnover bereits nach 0,9 Jahren Betriebszeit erschöpft.

2.4.2 Bodenkörper

Die Phosphatanreicherung in den Bestandteilen des Bodenkörpers wurde in jedem Becken entlang der Fließstrecke verglichen. Die Anreicherung in Abhängigkeit vom Tiefenprofil wurde nicht untersucht, da sich Phosphat im Boden ohnehin nur direkt im jIGor-Horizont anreichern konnte (vgl. Kap. IV-2.4.2.1). Außerdem war im Rhizomkörper nach Phosphataufnahme über die Wurzeln ein Transport des Phosphats in die gesamte unterirdische Biomasse möglich, so daß die unterirdische Biomasse nur als Ganzes entlang der Fließstrecke betrachtet wurde.

Der Massegehalt der Kompartimente des Bodenkörpers der Helophytenfilter hatte sich bis auf die im folgenden gekennzeichneten Ausnahmen während der Dosierung nicht verändert. Die qualitative Bedeutung der verschiedenen Kompartimente des Bodenkörpers für die Phosphatretention wurde über den Vergleich ihrer spezifischen Gesamtposphat-Gehalte vor und nach der Zudosierung evaluiert.

2.4.2.1 Boden

Die Masse des Bodens hatte sich im Befruchtungsversuch nicht verändert. Der einzige nachhaltige Mechanismus, die Akkumulation von neugebildetem Boden, konnte also nicht nachgewiesen werden. Phosphat wurde demnach im Befruchtungsversuch allein über kurzfristige Speichermechanismen meßbar aufgenommen.

Wie oben erwähnt, war eine direkte Phosphatanreicherung im Boden allein im wasserdurchströmten jIGor-Horizont möglich. In den darüberliegenden Bodenschichten konnte der Gesamtposphat-Gehalt nur indirekt durch Biomassezersetzung im Bodenkörper gesteigert werden. Dieses setzte eine vorherige Aufnahme des Phosphats über die Wurzeln im wasserdurchströmten Bereich und eine anschließende Verlagerung in die darüberliegenden Rhizome und Sprosse sowie die Zersetzung der letzteren voraus. Eine Zersetzung abgestorbener Sprosse schied aus, da die oberirdische Biomasse des Vorjahres vor Beginn der Versuche weitgehend entfernt worden war. Die Destruktion war infolgedessen sehr gering und konnte im Versuch nicht direkt bestimmt werden. Eine mögliche Phosphatanreicherung im Boden wurde daher im folgenden nur im jIGor-Horizont untersucht.

2.4.2.1.1 Bodenskelett

Das Bodenskelett war die Hauptfraktion des Bodenkörpers (ca. 95 Gew.-%). Der vorwiegend aus Quarz bestehende Kies war wegen seiner inerten Mineraloberflächen nicht fähig, Phosphat chemisch zu binden, bot aber Anhaftungsmöglichkeiten für Mikroorganismen, Huminstoffe und Mineralien (z.B. Fe(III)-Oxide), die ihrerseits Phosphat aufnehmen konnten.

Typhabecken

Der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt des Bodenskelettes schwankte vor Phosphatzugabe zwischen 0,012 % P/TS bei 1,5 m Fließstrecke und 0,005 % P/TS im übrigen Teil des Beckens. Nach Phosphatzugabe betrug der Gesamtphosphat-Gehalt 0,004 bis 0,007 % P/TS. Die Phosphatanreicherung bei 1,5 m Fließstrecke konnte demnach im Herbst nicht mehr nachgewiesen werden. Eine Veränderung des Gesamtphosphat-Gehaltes entlang der Fließstrecke war jedoch nicht statistisch absicherbar (Abb. IV.18).

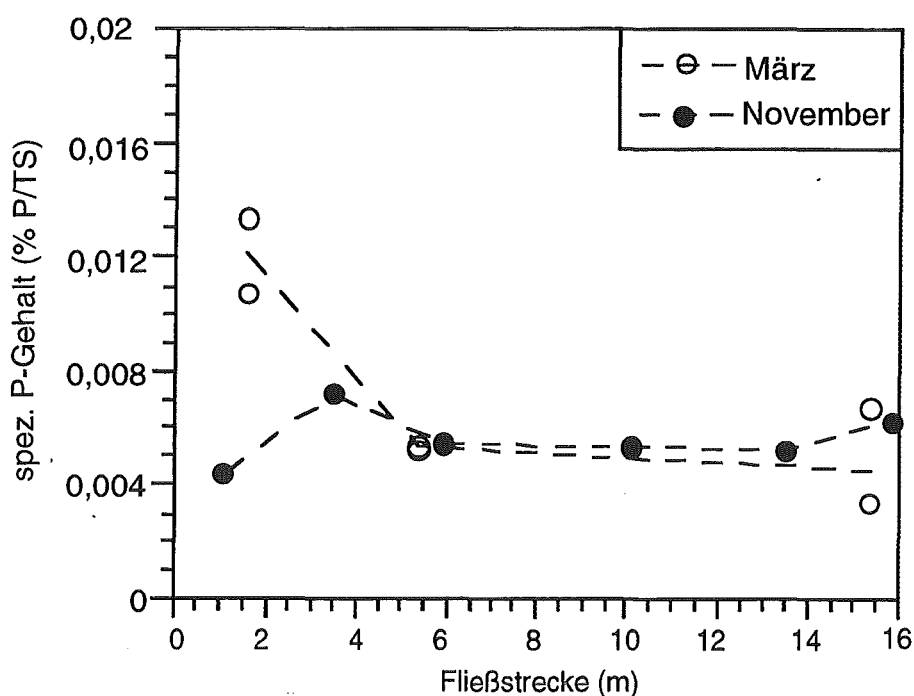


Abb. IV.18: Verlauf des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes des Bodenskelettes im jGor-Horizont entlang der Fließstrecke des Typhabeckens vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Phragmitesbecken

Auch in den Bodenskelettproben der Becken Phragmites I und II trat keine Anreicherung des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes während der Vegetationsperiode auf. Im Filter Phragmites I schwankte die Konzentration zwischen 0,004 und 0,009 % P/TS entlang der Fließstrecke (Abb. IV.19, oben).

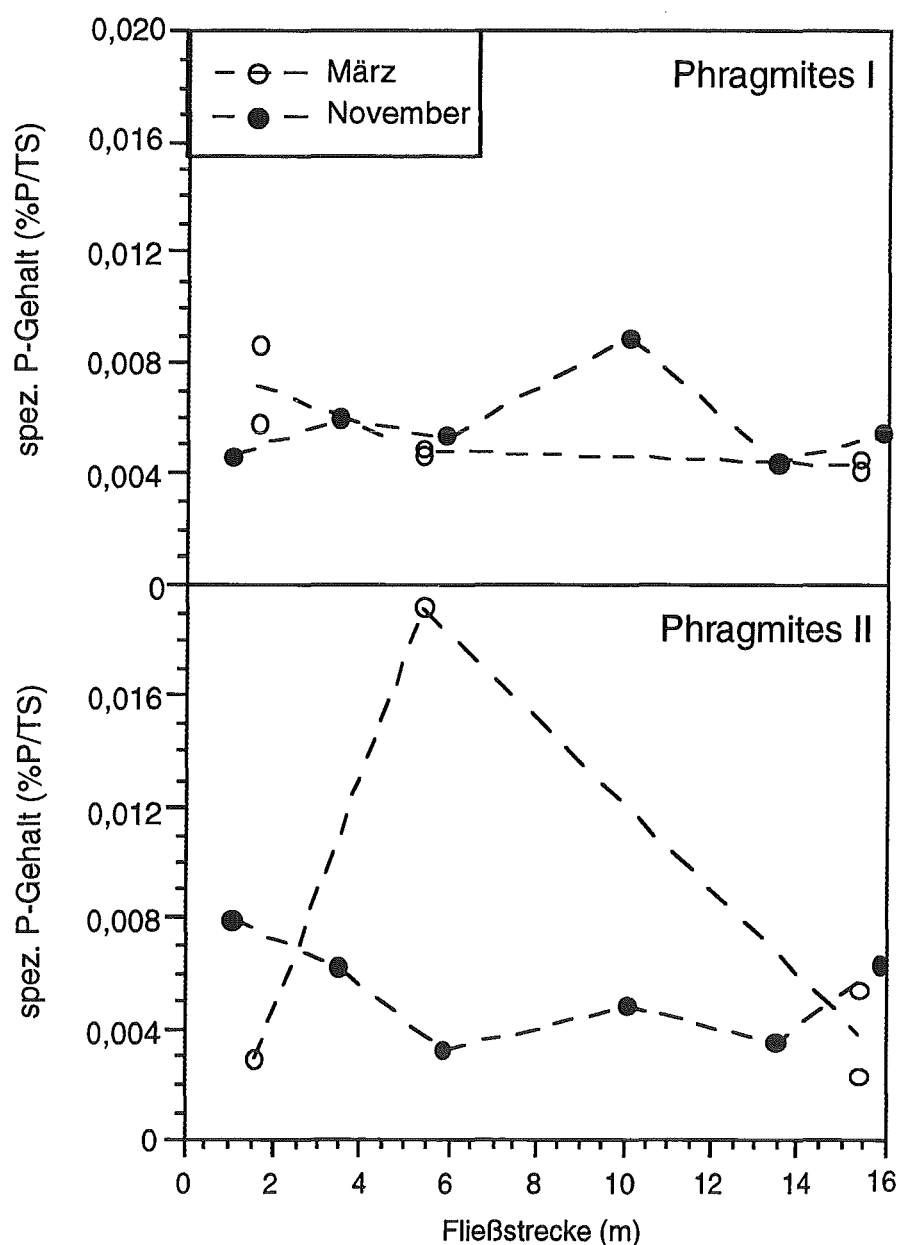


Abb. IV.19: Verlauf des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes des Bodenskelettes im jIGor-Horizont entlang der Fließstrecke in den Becken Phragmites I und II vor und nach P-Zudosierung 1995

Im Becken Phragmites II betrug der spezifische Gesamtposphat-Gehalt vor und nach Phosphatzugabe zwischen 0,003 und 0,008 % P/TS. Vor Phosphatzugabe fand sich zusätzlich bei 5,4 m Fließstrecke eine Phosphatanreicherungszone. Der spezifische Gesamtposphat-Gehalt war an dieser Stelle auf das Zwei- bis Sechsfache der anderen Meßwerte erhöht. Nach Ende der Dosierung konnte jedoch im Gesamtbecken auch eine Phosphatabreicherung nicht statistisch signifikant abgesichert werden (Abb. IV.19, unten).

Das Bodenskelett der Filter Phragmites I und II zeigte bezüglich des Gesamtposphat-Gehaltes keinen artspezifisch gleichen Verlauf entlang der Fließstrecke, obwohl ebenso wie im Typhabecken Phosphat insgesamt weder an- noch abgereichert wurde.

2.4.2.1.2 Feinsubstrat

Der Feinsubstratgehalt bildete die zweitgrößte Fraktion und betrug zwischen 2,5 und 4,1 Gew.-% der Gesamttrockenmasse. Eine mögliche Phosphatanreicherung wurde auch in diesem Filterbestandteil untersucht.

Typhabecken

Im Typhabecken schwankte der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt des Feinsubstrats vor Phosphatzugabe zwischen 0,032 % P/TS und 0,014 % P/TS. Am Ende der Vegetationsperiode hatte er sich im Einlaufbereich auf 0,068 % P/TS erhöht und sank im Verlauf der Fließstrecke bis auf 0,02 % P/TS ab (Abb. IV.20).

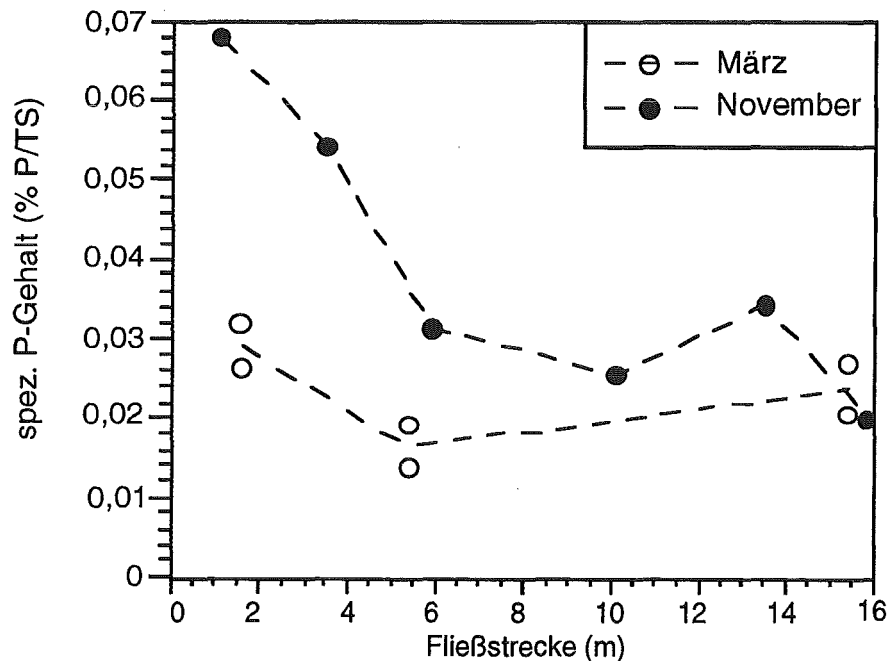


Abb. IV.20: Spezifischer Gesamtphosphat-Gehalt des Feinsubstrats im jlgor-Horizont entlang der Fließstrecke des Typhabeckens vor und nach Phosphatzugabe 1995

Die Anreicherung des Phosphats konnte über den "Vorzeichen-Rang-Test von WILCOXON" statistisch abgesichert werden. Phosphat reicherte sich demnach mit einer Sicherheitsgrenze von 95 % signifikant im Feinsubstrat an. In der folgenden Tabelle sind die wichtigsten Testgrößen aufgeführt. Zur Durchführung des Testes vergleiche Kapitel II-6.

Tab. IV.5: Zuordnung der Testgrößen zur Evaluierung einer Phosphatanreicherung im Feinsubstrat des jIGor-Horizontes im Typhabecken ("Vorzeichen-Rang-Test von WILCOXON")

spez. P-Gehalt (% P/TS)		= Differenz betrag	Vor zeichen	Rangzahl
Herbst	- Frühjahr			
0,068	0,027	0,041	+	6
0,054	0,032	0,022	+	5
0,032	0,014	0,018	+	4
0,026	0,019	0,007	+	2
0,034	0,020	0,014	+	3
0,020	0,025	0,005	-	1
<i>Summe R₊ (S₊)</i>		20		
<i>Summe R₋ (S₋)</i>		1		
spez. Testgröße (c)		± 9,5		

Phragmitesbecken

Der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt des Feinsubstrats bildete im Becken Phragmites I nach Phosphatzugabe im Verhältnis zu dem vor Phosphatzugabe einen Gradienten aus. Während er im Einlaufbereich mit 0,051 % P/TS den Gehalt vor Dosierung um das Doppelte überstieg, reicherte sich Gesamtphosphat am Ende der Fließstrecke mit 0,022 % P/TS gegenüber ca. 0,031 % P/TS vor Phosphatzugabe geringfügig ab (Abb. IV.21, oben).

In Phragmites II fand sich dieses Verteilungsmuster nicht, da der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt im März bei 5,4 m Fließstrecke auf ein Vielfaches der übrigen Meßwerte erhöht war (Abb. IV.21, unten).

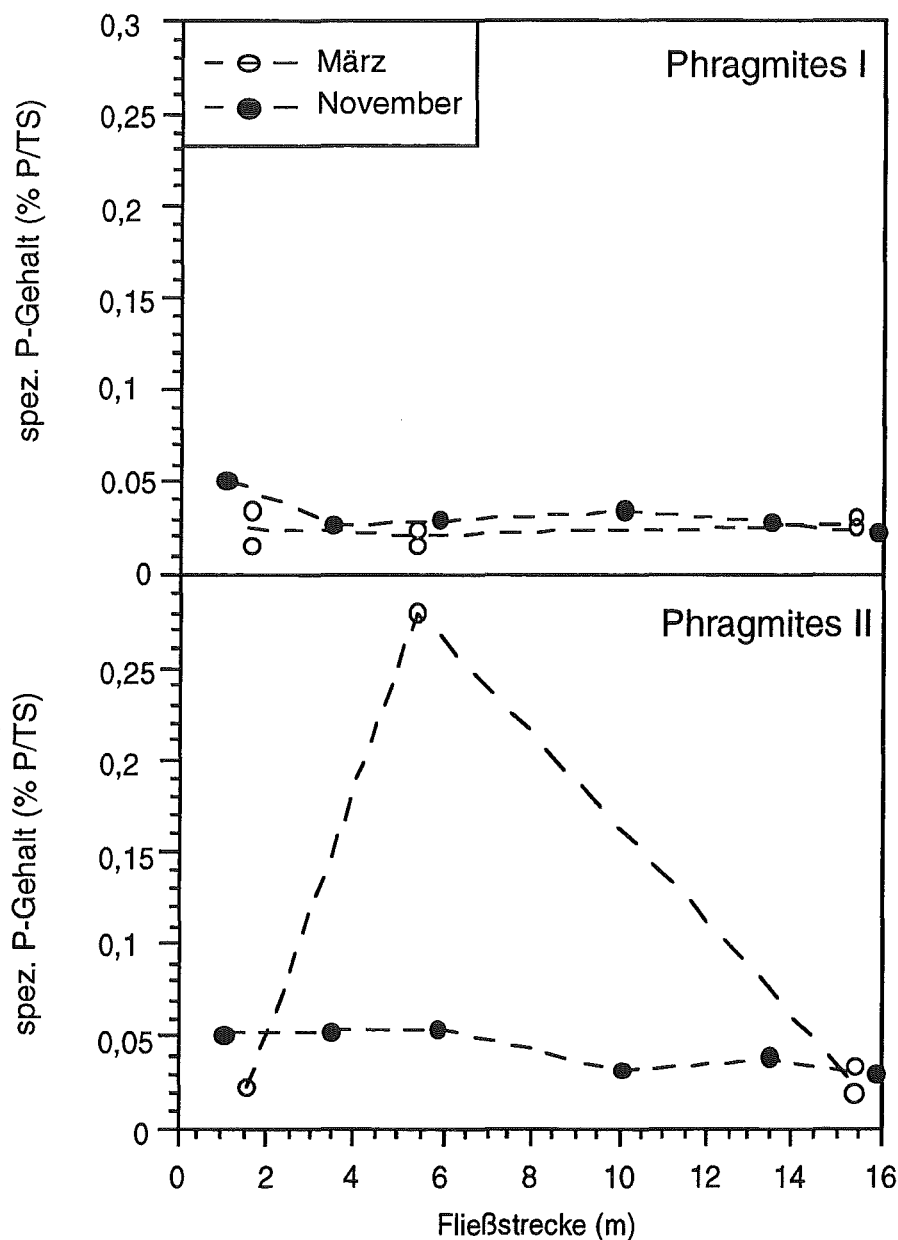


Abb. IV.21: Spezifischer Gesamtphosphat-Gehalt des Feinsubstrats im jIGor-Horizont entlang der Fließstrecke in den Becken Phragmites I und II vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Statistisch konnte weder in Phragmites I noch in Phragmites II eine signifikante Gesamtphosphat-Anreicherung abgesichert werden. Auch eine Betrachtung beider Becken als Gesamtheit zur Vergrößerung des Datenumfangs führte zunächst zu keinem Nachweis.

Geht man jedoch davon aus, daß sich die Phosphatanreicherungszone im Feinsubstrat von Phragmites II während der Beschickung durch reduktive Bedin-

gungen auflöste und im nachfolgenden Teil des Beckens im wesentlichen durch Rhizom und Wurzeln festgehalten wurde (vgl. Kap. IV-2.4.2.2), so handelt es sich lediglich um eine interne lokale Phosphatverschiebung. Diese Hypothese wird auch vom Verlauf der Orthophosphat-Konzentration des Wassers entlang der Fließstrecke gestützt, wie sie bis zum Ende der Phosphatdosierung auftrat. Die Orthophosphat-Konzentration im Einlaufbereich erniedrigte sich innerhalb der ersten 1,8 m Fließstrecke auf die Konzentration des Ablaufes ($10 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$) und erhöhte sich im weiteren Verlauf zwischen 11 m und 15 m vorübergehend auf ca. $20 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$, wobei der Ort der Erhöhung hinter dem der lokalen Phosphat-konkretion bei 5,4 m lag (vgl. Kap. IV-2.3, Abb.IV.3).

Schließt man den Ort der lokalen internen Phosphatabreicherung von der Gesamtheit der Daten aus, so wurde an allen anderen Orten der Filter Phosphat im Feinsubstrat mit einer statistischen Sicherheitsgrenze von 97,5 % angereichert (Tab. IV.6, vgl. auch Kap. II-6).

Tab. IV.6: Zuordnung der Testgrößen zur Evaluierung einer Phosphatanreicherung im Feinsubstrat des jGor-Horizontes der Filter Phragmites I und II ("Vorzeichen-Rang-Test von WILCOXON")

spez. P-Gehalt (% P/TS)					
Herbst	- Frühjahr	=	Differenz betrag	Vor zeichen	Rangzahl
Phragmites I					
0,051	0,016		0,035	+	10
0,027	0,034		0,007	-	3
0,03	0,016		0,014	+	6
0,034	0,024		0,01	+	5
0,028	0,025		0,003	+	2
0,022	0,031		0,009	-	4
Phragmites II					
0,052	0,023*		0,029	+	8
0,053	0,023*		0,03	+	9
<i>ausgeschlossen</i>					
<i>ausgeschlossen</i>					
0,039	0,019		0,02	+	7
0,030	0,031		0,001	-	1
<i>Summe R₊ (S₊)</i>			47		
<i>Summe R₋ (S₋)</i>			8		
<i>spez. Testgröße (c)</i>			$\pm 19,5$		
*Im Becken Phragmites II wurde im Frühjahr 1995 im Einlaufbereich nur eine Bodenprobe entnommen. Dieser Meßwert wurde aufgrund der zwingenden Paarbildung des Rangtests zweifach verwendet.					

Unter den gegebenen Voraussetzungen wurde in beiden Systemen Gesamtphosphat angereichert, was in Phragmites I eine absolute Zunahme, in Phragmites II hingegen nur eine Anreicherung im überwiegenden Teil des Beckens, aber keinen Anstieg des absoluten Gesamtphosphat-Gehaltes im Feinsubstrat bedeutete (vgl. auch Kap. IV-2.4.3, Tab. IV.7). Im Feinsubstrat der Phragmitesbecken wurde Gesamtphosphat somit vegetationsspezifisch uneinheitlich angereichert.

2.4.2.2 Unterirdische pflanzliche Biomasse

Nach OSTENDORP (1988) nehmen Helophyten Phosphat im wesentlichen über die Adventivwurzeln auf und verlagern es in Rhizom und Sprosse. Eine mögliche Phosphatanreicherung im Wurzelstock wurde daher nicht ausschließlich in der Biomasse der wasserdurchströmten Schicht, sondern des gesamten Bodenkörpers bewertet (vgl. auch Kap. IV-2.4.2). Aufgrund des großen Probenumfangs wurde zunächst nur die Biomasse von jeweils drei der sechs Probennahmestellen entlang der Fließstrecke untersucht (vgl. auch Kap. II-3.2). Bei signifikanten Unterschieden der Meßwerte vor und nach Phosphatzugabe wurden die übrigen Proben ergänzend analysiert.

Typhabecken

Der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt in Rhizom und Wurzeln der Typha-vegetation veränderte sich durch die Dosierung nicht signifikant (Abb. IV.22 oben). Das Rhizom enthielt durchschnittlich 0,06 % P/TS. Auch der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt der Wurzeln betrug vor Phosphatzugabe ca. 0,06 % P/TS; nach Dosierung bildete sich ein abfallender Gradient zwischen 0,09 % P/TS zu Beginn und 0,03 % P/TS am Ende der Fließstrecke aus.

Berücksichtigt man das in Kapitel IV-2.3.2.2.1 beschriebene Wachstum des Rhizoms, so nahm die absolut festgelegte Gesamtphosphat-Menge nach Phosphatdosierung trotzdem zu (Abb. IV.22 unten). Der Gesamtphosphat-Gehalt erhöhte sich von ca. 0,5 g $P_{\text{ges}}/\text{m}^2$ auf 0,9 mg $P_{\text{ges}}/\text{m}^2$. Phosphat wurde demnach in der unterirdischen Biomasse von *Typha latifolia* durch Biomassezuwachs des Rhizoms festgelegt.

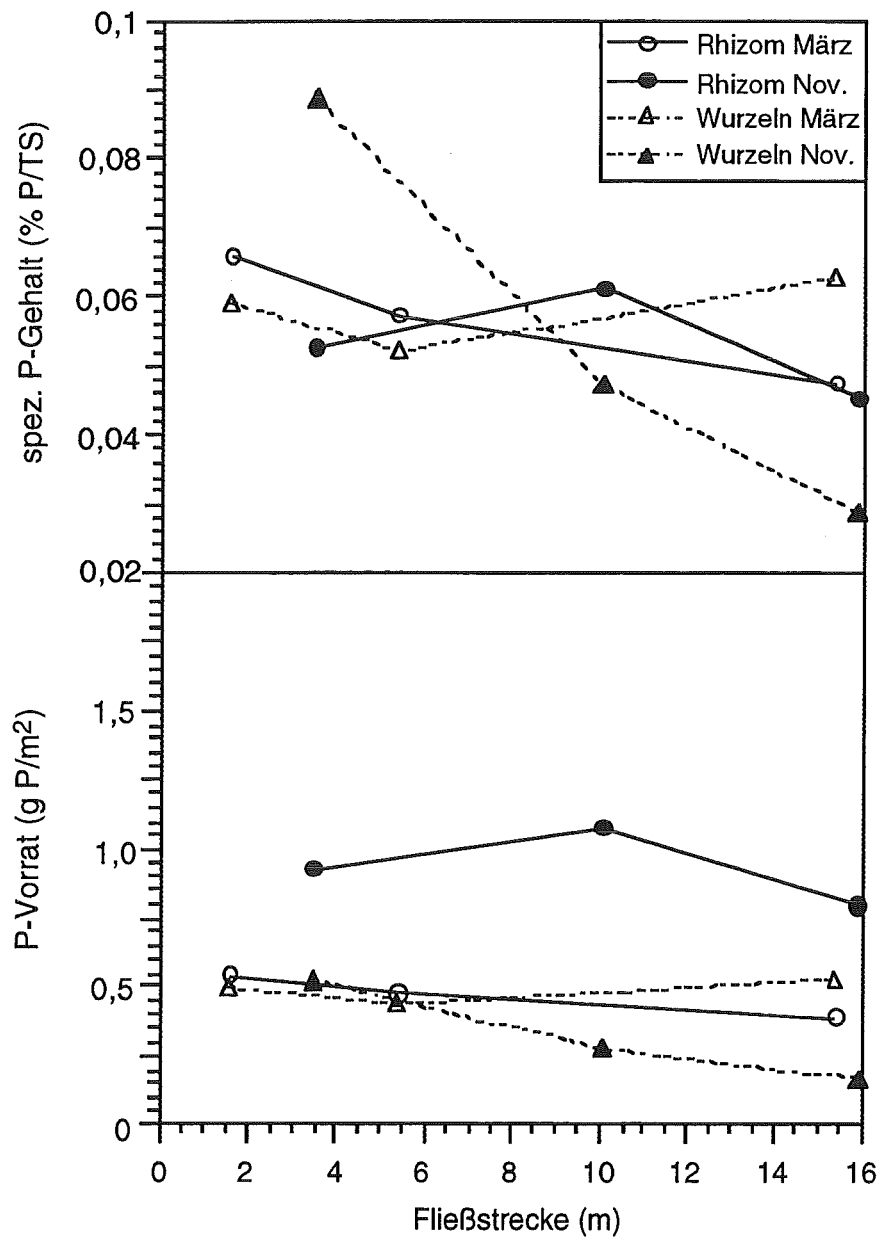


Abb. IV.22: Spezifischer Gesamtphosphat-Gehalt (oben) und Gesamtphosphat-Vorrat (unten) der unterirdischen Biomasse entlang der Fließstrecke des Typha-beckens vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Phragmitesbecken

Phragmites I

Berücksichtigt man den gesamten Filter, so veränderte sich der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt der Biomasse durch Dosierung nicht signifikant (Abb. IV.23 oben).

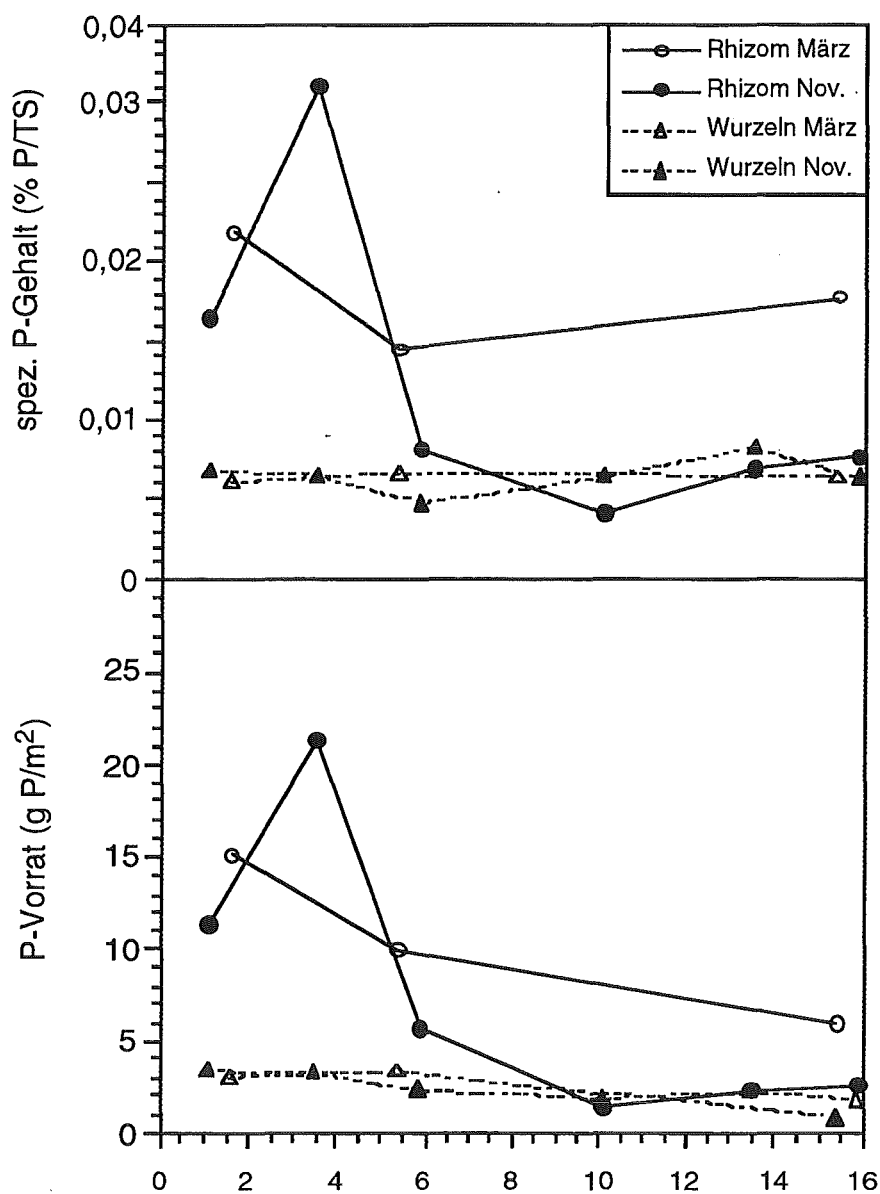


Abb. IV.23: Spezifischer Gesamtphosphat-Gehalt (oben) und Gesamtphosphat-Vorrat (unten) der unterirdischen Biomasse entlang der Fließstrecke des Beckens Phragmites I vor und nach Phosphatzudosierung 1995

Teilt man jedoch das Becken gemäß seiner U-förmigen Bauweise in zwei Hälften (vgl. Kap. II-2.1), so war der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt des Rhizoms in der ersten Hälfte vor und nach Phosphatzugabe zwar nicht signifikant unterschiedlich, in der zweiten Hälfte erniedrigte er sich jedoch während der Phosphatzugabe von ca. 0,16 % P/TS auf maximal 0,08 % P/TS.

Im Gegensatz zum Rhizom veränderte sich der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt der Wurzeln nicht und betrug durchschnittlich ca. 0,07 % P/TS. Da die Wurzelmasse in der zweiten Beckenhälfte während der Vegetationsperiode signifikant anwuchs (vgl. Kap. IV-2.3.2.2.2), wurden zusätzlich die absolut gespeicherten Gesamtphosphat-Mengen verglichen. Der Gesamtphosphat-Vorrat der Wurzeln stieg infolge des Zuwachses in der hinteren Beckenhälfte nach der Dosierung von 0,8 g P/m² auf 1,7 g P/m² an (Abb. IV.23 unten).

Phragmites II

Bei Berücksichtigung der gesamten Fließstrecke unterschied sich auch in Phragmites II der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt der unterirdischen Biomasse nicht signifikant (Abb. IV.24). Betrachtet man wiederum die beiden Beckenhälften, so war in der ersten der Gesamtphosphat-Gehalt von Rhizom und Wurzeln nach Zudosierung unverändert. In der zweiten Hälfte reicherte sich jedoch Gesamtphosphat in Rhizom und Wurzeln an. Die Anreicherung setzt eine erhöhte Verfügbarkeit des Phosphats in diesem Bereich voraus. Möglicher Grund für die erhöhte Verfügbarkeit ist die Auflösung der Fe(III)-Oxid-assoziierten Phosphatanreicherung am Ende der ersten Beckenhälfte durch reduzierendes Wurzelraummilieu während der Vegetationsperiode und dessen anschließende Verfrachtung mit dem Wasserstrom (vgl. auch Kap. IV-2.4.3, Tab. IV.7).

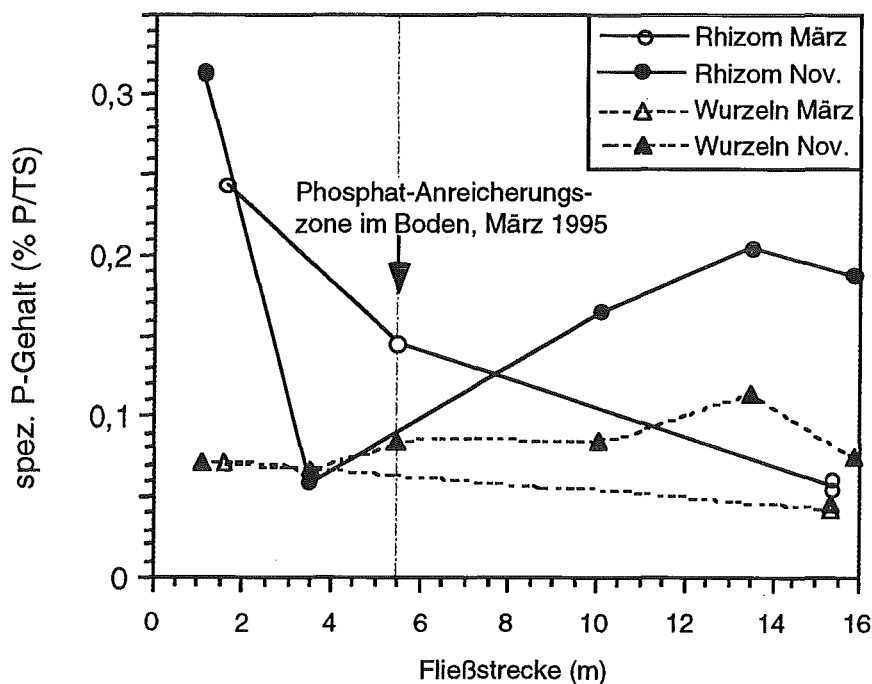


Abb. IV.24: Spezifischer Gesamtphosphat-Gehalt der unterirdischen Biomasse entlang der Fließstrecke des Beckens Phragmites II vor und nach Phosphatzugabe 1995

Die Phosphataufnahme der unterirdischen Biomasse der Becken Phragmites I und II verhielt sich demnach vegetationspezifisch uneinheitlich. Während der Gesamtphosphat-Vorrat im Rhizom von Phragmites I in der zweiten Beckenhälfte zurückging und in den Wurzeln zunahm, erhöhte sich in Phragmites II der Gesamtphosphat-Vorrat beider Fraktionen.

2.4.3 Phosphatbilanzen: Vergleich der Vegetationen

In den vorangehenden Kapiteln wurden Veränderungen des Gesamtphosphat-Gehaltes in verschiedenen Kompartimenten der AMOVA-Systeme nachgewiesen. Zur nachfolgenden Phosphatbilanzierung wurde die absolut gespeicherte Gesamtphosphat-Menge aus dem spezifischen Gesamtphosphat-Gehalt und der Trockensubstanzdichte der jeweiligen Fraktion entlang der Fließstrecke berechnet. Die Einzelwerte der Trockensubstanz schwankten jedoch um bis zu 900 %, so daß sich unter Berücksichtigung dieser Differenzen keine signifikanten Änderungen in der absolut gespeicherten Gesamtphosphat-Menge durch Phosphatdosierung ergaben. Die Trockensubstanzdichte vor und nach Phosphatzugabe unterschied sich bis auf wenige Ausnahmen nicht signifikant. Unter Berücksichtigung der in Kapitel IV-2.3.2.2 aufgeführten signifikanten Ausnahmefälle wurden daher den Berechnungen die arithmetischen Mittel der Trockensubstanzdichten pro Becken zugrunde gelegt.

Betrachtet man die absolut gespeicherte Gesamtphosphat-Menge der AMOVA-Systeme vor Phosphatzudosierung, so unterschieden sich die Filter nicht artspezifisch. Die Becken *Phragmites* I und II enthielten 432 g P_{ges} bzw. 661 g P_{ges} . Der Typhafilter enthielt 470 g P_{ges} (Abb. IV.25). Obwohl Phosphat am Kies durch Phosphatzugabe nicht meßbar angereichert wurde, bildete das Bodenskelett vor Dosierung den größten Gesamtphosphat-Pool. Er betrug in den *Phragmites*becken ca. 60 %, im Typhafilter sogar 82 % des Gesamtpools. Rhizom und Wurzeln bildeten im Typhae Becken weniger als 5 % und in *Phragmites* I und II ca. 20 % Gewichtsanteil, die in den *Phragmites*becken durch eine Streuschicht von 2 bis 4 % ergänzt wurden. Artspezifisch enthielten die mit *Phragmites australis* bestandenen Filter demnach vor Zudosierung ein Vielfaches der in der unterirdischen Biomasse von *Typha latifolia* gespeicherten Gesamtphosphat-Menge.

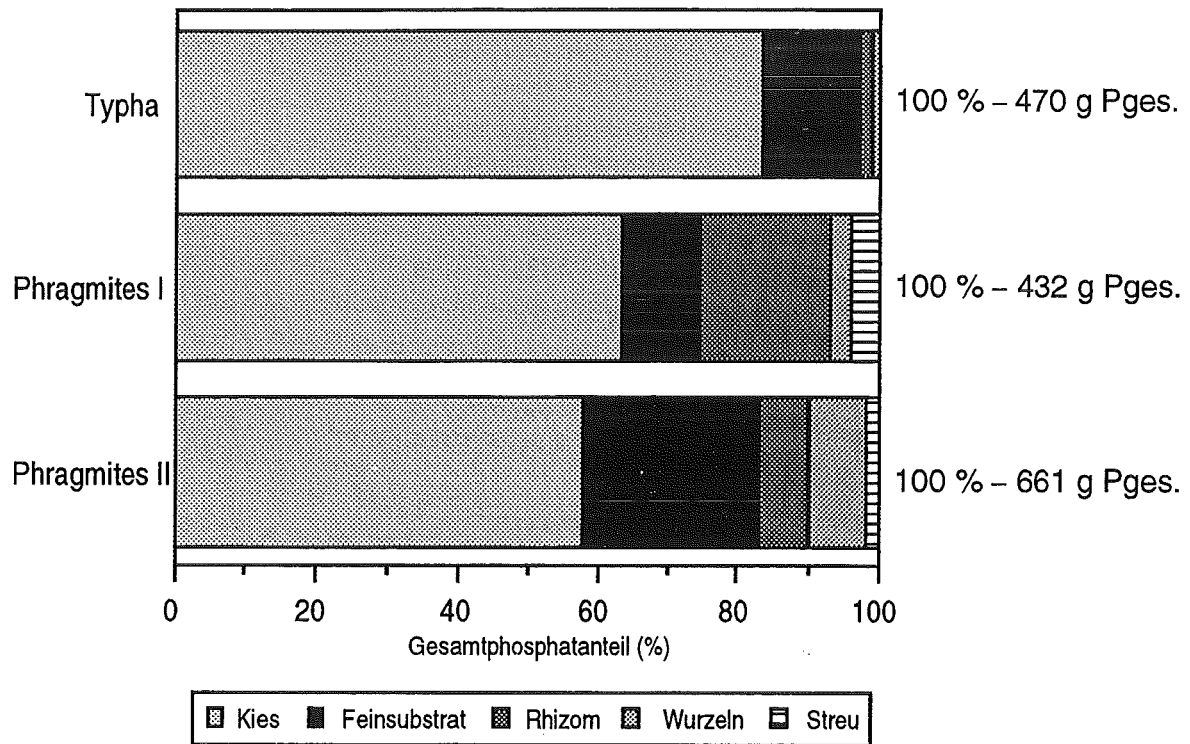


Abb. IV.25: Gesamtphosphat-Gehalt der AMOVA-Systeme vor Phosphatbefruchtung 1995

Im Befruchtungsversuch wurden ca. 17 g P_{ges} pro Becken zudosiert (vgl. Kap. IV-2.2.2). Bei nahezu vollständiger Rückhaltung erhöhte sich der vorhandene Gesamtpool je Filter somit nur um 2,6 bis 3,9 %. Während der Phosphatbefruchtung veränderte sich der Gesamtphosphat-Gehalt in Feinsubstrat und Pflanzenbiomasse, nicht aber in Bodenskelett und Streuschicht. Die Veränderungen sind in Tabelle IV.7 aufgeführt.

Tab. IV.7: Anreicherung von Gesamtphosphat in den AMOVA-Systemen durch Phosphatzugabe 1995

	Typha (g P _{ges})	Phragmites I (g P _{ges})	Phragmites II (g P _{ges})
-Abreicherung lokale Konkretion Phrag. II			-44,7
-Anreicherung restliches Becken			11,5
Σ Feinsubstrat	6,6	3,8	-33,2
Rhizom	3,5	-3,0	19,5
Wurzeln	-1,7	4,6	6,9
Σ unterirdisch	1,8	1,6	26,4
Sproßachsen	0,7	2,5	2,8
Blätter	4,8	9,0	12,9
Infloreszenzen	2,8	0,4	1,2
Σ oberirdisch	8,3	11,9	16,9
Σ pflanz. Biomasse	10,1	13,5	43,3
Σ Gesamtbecken	16,7	17,3	10,1
P-Rückhaltung Input/Outputbilanz	15,9	15,8	16,1
Wiederfindungsrate	105 %	109 %	63 %

Obwohl die Phragmitesbecken mehr pflanzliche Biomasse und weniger Feinsubstrat als der Typhafilter enthielten (vgl. Kap. IV-2.3.2.3), reicherten Boden und Wurzelstock Phosphat unabhängig von Art und Dichte der Vegetation an. So erhöhte sich der Gesamtphosphat-Gehalt im Feinsubstrat der Becken Typha und Phragmites I, das Feinsubstrat von Phragmites II verlor hingegen 33,2 g P_{ges}. Dieser Gesamtverlust setzte sich aus der Auflösung der lokalen Gesamtphosphat-Konkretion (- 44,7 g P_{ges}) und einer Gesamtphosphat-Anreicherung im übrigen Becken (+ 11,5 g P_{ges}) zusammen.

Im Filter Phragmites II ging mit der Gesamtphosphat-Abreicherung im Feinsubstrat eine verstärkte Speicherung in der unterirdischen Biomasse (26,4 g P_{ges}) einher,

die schon in Kapitel IV-2.4.2.2 beschrieben wurde. In den Becken Typha und Phragmites I nahm der Gesamtposphat-Gehalt der Wurzelstöcke mit weniger als 2 g P_{ges} im Verhältnis hierzu nur geringfügig zu.

Im Gegensatz zur speziesunabhängigen Gesamtposphat-Anreicherung im Bodenkörper wurde in den einjährigen Stengeln von *Phragmites australis* mit 11,9 bzw. 16,9 g P_{ges} mehr Phosphat als in den oberirdischen Sprossen von *Typha latifolia* (8,3 g P_{ges}) festgelegt. Dieses entspricht dem höheren Biomasseertrag von *Phragmites australis* (vgl. Kap. IV-2.3.2.1). Unter- und oberirdische Biomasse nahmen insgesamt mehr Phosphat auf als das Feinsubstrat. Die pflanzliche Biomasse war folglich die bedeutendste Phosphatsenke, obwohl ihr Massenanteil wie in Kapitel IV-2.3.2.3 beschrieben nur 1,6 bis 2,7 % des gesamten Systems betrug.

Die Addition der o.g. Veränderungen des Gesamtposphat-Gehaltes führte zu einer insgesamt zurückgehaltenen Phosphatmenge, die im Vergleich mit der Input-/Outputbilanz in den Becken Typha und Phragmites I Wiederfindungsraten von 105 % bzw. 109 % entsprach. Im Filter Phragmites II betrug diese nur 63 %. Die sehr geringe Wiederfindungsrate im Becken Phragmites II ist wohl in der unbekannten räumlichen Ausdehnung der Phosphatkonkretion begründet, die bei Berücksichtigung als "normaler" Meßpunkt zu dessen Überbewertung und einer daraus resultierenden zu groß eingeschätzten Abreicherung führte. Da alle Meßwerte der Stichprobe aber in gleicher Weise erhoben wurden, wurde die P-Konkretion trotzdem ebenbürtig einberechnet.

3 Ermittlung der Phosphataufnahmeraten der Speicherkompartimente der AMOVA-Systeme

Die Phosphatspeicherung durch die Filterkompartimente im Befruchtungsversuch lieferte ausschließlich Ergebnisse für die Phosphatretention im Verlauf einer Vegetationsperiode. Bei der Bilanzierung wurden die meist mehrjährigen Turnoverraten der verschiedenen Pools (vgl. Kap. I-6) nicht berücksichtigt. Außerdem spielten bei der kurzzeitigen Auflösung nicht alle wichtigen Mechanismen der Phosphatretention eine Rolle. So wurde z.B. im Boden Phosphat nur durch kurzzeitige Speicherung, nicht aber durch die nachhaltige Bodenakkumulation meßbar aufgenommen.

Um die langfristige Leistungsfähigkeit eines Filtersystems beurteilen zu können, mußten daher die durchschnittlichen Aufnahmeraten aller möglichen Mechanismen unter Berücksichtigung der Turnover-Zeiten errechnet werden. Die im Belastungsversuch nicht erfaßten Mechanismen der Phosphatretention wurden in diesem Zusammenhang über die gesamte 13-jährige Betriebszeit gemittelt.

Bei der Ermittlung der Raten wurden die Hauptspeicherkompartimente der AMOVA-Systeme, d.h. die Vegetation und das Bodensubstrat unterschieden. Zusätzlich wurde die Streuauflage als intermediärer Pool zwischen den beiden vorgenannten Hauptspeicherkompartimenten berücksichtigt.

Alle Speicherkompartimente der AMOVA wurden nicht nur von der im Befruchtungsversuch gewählten Belastung ($2,8 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{a}$), sondern auch von der Belastung in der Betriebszeit vor Beginn der Versuche beeinflusst, die zwischen $0,1$ und $22 \text{ g P/(m}^2 \cdot \text{a)}$ schwankte. Die im folgenden ermittelten Aufnahmeraten gelten infolgedessen nur näherungsweise.

3.1 Vegetation

Nach REDDY und DeBUSK (1987) bewirkt ein vermehrtes Phosphatangebot zunächst ein erhöhtes Wachstum und nachfolgend einen Anstieg des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes im Gewebe von Helophyten. In den Jahren vor den Untersuchungen dieser Arbeit wurde der 'Standing Crop' der Pflanzenbestände in den AMOVA-Systemen nicht bestimmt. Ein Anstieg der Biomasseproduktion durch Befruchtung konnte daher nicht ermittelt werden. Eine zusätzliche Phosphat-speicherung durch die pflanzliche Biomasse war im Versuch infolgedessen lediglich über einen möglichen Anstieg des spezifischen Gesamtphosphat-Gehaltes meßbar.

Die untersuchten Spezies gliederten sich in den Wurzelstock und die einjährigen oberirdischen Sprosse. Diese besitzen eine unterschiedliche Turnover-Zeit (Tab. IV.8). Ober- und unterirdische Pflanzenmasse wurden daher bei der Ermittlung der Aufnahmeraten gesondert betrachtet.

Tab. IV.8: Turnover-Zeit der Biomasse von *Phragmites australis* und *Typha latifolia*:
*RODEWALD-RUDESCU (1974), **OSTENDORP (1993),
***WESTLAKE (1965) und FIALA (1978a)

	Turnover (a)	
	<i>Phrag. australis</i>	<i>Typha latifolia</i>
Wurzelstock	10 - 15*	1,5 - 2***
Oberirdische Sprosse ohne Mahd	0,9**	0,9**
mit Mahd	-	-

3.1.1 Unterirdische Biomasse

Typhabecken

Wie in Kapitel IV-2.4.2.2 beschrieben, veränderte sich der spezifische Gesamtphosphat-Gehalt der unterirdischen Biomasse von *Typha latifolia* durch die Phosphatdosierung nicht signifikant. Der Gesamtphosphat-Vorrat des Rhizoms erhöhte sich dennoch von 0,5 g P/m² auf 0,9 g P/m², da die Rhizommasse 1995 nach starkem Rückgang durch Schädlingsbefall im Vorjahr zunahm, obwohl die Betriebszeit der Anlage die Turnover-Zeit der Rhizome übertraf (vgl. Kap.

IV-2.3.2.2.1). Die Wurzelmasse veränderte sich nicht. Das in Wurzeln gespeicherte Gesamtphosphat verminderte sich jedoch durchschnittlich von $0,5 \text{ g P/m}^2$ auf $0,3 \text{ g P/m}^2$. Die Verminderung des Gesamtphosphat-Gehaltes der Wurzeln konnte für das Becken aber nicht statistisch signifikant abgesichert werden, da in den untersuchten Proben Phosphat sowohl an- als auch abgereichert wurde (vgl. Kap. IV-2.4.2.2).

Berücksichtigt man ausschließlich die signifikante Rhizomzunahme während der Vegetationsperiode 1995 als durchschnittliches Wachstum pro Jahr und rechnet die Hälfte der im Mittel gespeicherten Phosphatmenge der Wurzeln als Pool pro Jahr mit ein (wegen des Turnovers von zwei Jahren), so ergibt sich eine durchschnittliche Aufnahmerate des Wurzelstockes von $0,8 \text{ g P/(m}^2 \cdot \text{a)}$.

Phragmitesbecken

Auch im Rhizomkörper von *Phragmites australis* wurde Phosphat insgesamt gespeichert, wobei sich der Gesamtphosphat-Gehalt des pflanzlichen Gewebes entlang der Fließstrecke der Becken uneinheitlich veränderte.

In der ersten Beckenhälfte traten in beiden Vegetationen keine signifikanten Veränderungen auf. In der zweiten Beckenhälfte nahm im Filter Phragmites I der Gesamtphosphat-Vorrat des Rhizoms durch Erniedrigung des spezifischen Gehaltes ab und der der Wurzeln durch Biomassewachstum zu, was einer geringfügigen Phosphataufnahme durch den Wurzelstock von $0,2 \text{ g P/(m}^2 \cdot \text{a)}$ entsprach. Im Filter Phragmites II stieg der Gesamtphosphat-Vorrat beider Fraktionen durch Erhöhung der Phosphatkonzentration im Gewebe. Die Zunahme des Gesamtphosphat-Vorrates im Becken Phragmites II ist wahrscheinlich auf die Auflösung der Fe(III)-Oxid-assoziierten Phosphatanreicherung im Feinsubstrat in der ersten Beckenhälfte zurückzuführen. Die Abreicherung betrug bei Berücksichtigung des Phosphatgehaltes der zugehörigen Bodenprobe als normaler Meßwert $45 \text{ g P}_{\text{ges}}$. Die Lösung des Phosphats und Verfrachtung in den nachfolgenden Teil des Beckens erhöhte als zusätzliche interne Phosphatquelle die Gesamtbelastung in diesem Teil des Filters um ca. 530 % ($17,6 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{a}$). Bei gleichem Durchfluß und einer Verfrachtung über den gesamten Versuchszeitraum entspräche dies einer Konzentration von $1,3 \text{ mg P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Diese Konzentration wurde jedoch in Form von Orthophosphat zu keinem Zeitpunkt entlang der Fließstrecke detektiert. Gründe hierfür sind einerseits die Verfrachtung innerhalb weniger Wochen, die durch Beprobung im sechswöchigen Abstand nicht erfaßt wurde. Andererseits durchströmte die Probennahmerohre nur ein Teil des Beckenwassers

(vgl. Kap. II-2.1), so daß im Helophytenfilter verfrachtetes Phosphat bei unvollständiger Durchmischung im Pfropfenstromreaktor nicht unbedingt in die Probennahmestellen gelangte.

Die erhöhte Belastung könnte demnach der Grund für den Anstieg des Gesamtposphat-Gehaltes im unterirdischen pflanzlichen Gewebe im hinteren Teil des Beckens sein. Die Retentionsrate der unterirdischen Biomasse betrüge bei dieser Belastung $2,7 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Obwohl die interne Belastung zu einer erhöhten Phosphatspeicherung führte, reichte eine Konzentration von $200 \text{ } \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ im Zulauf aber in keinem der Becken aus, um den spezifischen Gesamtposphat-Gehalt der Vegetation zumindest im Einlaufbereich zu erhöhen. Die unterirdische Biomasse hielt daher nach 13-jähriger Betriebszeit bei einer Belastungsstufe von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ nur noch 0 bis $0,2 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ zurück.

Der Rhizomkörper von *Phragmites australis* war zur Zeit der vorliegenden Untersuchungen 13 Jahre alt. Das Lebensalter entsprach in etwa der durchschnittlichen Turnover-Zeit der Rhizome von 10 bis 15 Jahren (vgl. Kap. IV-3.1), d.h. dem Zuwachs neuen Gewebes wirkte in diesem Zeitraum wahrscheinlich schon ein Absterben der ältesten Teile des Wurzelstockes entgegen. Das Erreichen des Turnovers zeichnete sich durch den geringen Anteil toter Rhizome von weniger als 1 Gew.-% ab. Die Zeit des Netto-Rhizomzuwachses ohne signifikantes Absterben erstreckte sich infolgedessen auf die zurückliegende 13-jährige Betriebszeit. Die Phosphatrückhaltung durch Biomasseneubildung betrug in diesem Zeitraum durchschnittlich zwischen $0,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ im Becken *Phragmites* I und $1,1 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ im Becken *Phragmites* II. Sie war zur Zeit der vorliegenden Untersuchungen weitgehend erschöpft.

Die durchschnittlichen Rückhalteraten durch Zuwachs unterirdischer Biomasse waren somit in *Typha latifolia* mit $0,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und *Phragmites australis* ($0,8 - 1,1 \text{ g P}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$) gleich hoch. Die Kapazität des Pools von *Typha latifolia* erschöpft sich jedoch schon nach zwei Jahren.

3.1.2 Oberirdische Biomasse

Anders als die unterirdische Biomasse besitzen die einjährigen, oberirdischen Sprosse beider Helophytenpezies einen Turnover von 0,9 Jahren (OSTENDORP 1993).

In den vorliegenden Untersuchungen wurde Phosphat in keiner der Vegetationen in den oberirdischen Sprossen vermehrt durch die Belastung von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ angereichert. Auch der in *Phragmites* II auftretende erhöhte Gesamtphosphat-Gehalt des Rhizomstockes durch interne Belastung führte nicht zu einem Anstieg des Gesamtphosphat-Gehaltes in den Sprossen. Fe(III)-Oxid-assoziiertes Phosphat wurde somit wahrscheinlich erst bei hinreichender Erniedrigung des Redoxpotentials durch hohe Stoffwechselaktivität im Sommer gelöst und somit zu einem Zeitpunkt pflanzenverfügbar, an dem Phosphat nur noch geringfügig in die oberirdischen Sprosse gelangte.

Wie in Kapitel IV-2.4.1 beschrieben, wurden in den Sprossen von *Typha latifolia* pro Vegetationsperiode $0,9 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und in denen von *Phragmites australis* $1,3$ bis $1,7 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ festgelegt. Pro Vegetationsperiode wurde demnach in der oberirdischen Biomasse von *Phragmites australis* vegetationsspezifisch mehr Phosphat zurückgehalten als in *Typha latifolia*. Nach 13-jähriger Betriebszeit ist eine Netto-Phosphatrückhaltung durch die Sprosse der AMOVA-Vegetationen jedoch erschöpft und nur noch bei deren nachhaltigem Schnitt, d.h. einer aktiven Phosphatentfernung aus dem System möglich.

3.2 Streuauflage

Die tote oberirdische Pflanzenmasse bildet, sofern sie nicht mittels Schnitt entfernt wird, die Streuauflage von Helophytenfiltern, bevor sie durch unvollständige Mineralisation zu persistentem Bodensubstrat wird.

Da die Becken während der Vegetationsperiode bilanziert wurden und abgestorbenes Pflanzenmaterial erst nach Ende der Versuche zu Beginn der Vegetationspause in quantitativer bedeutsamer Menge auf den Boden der Becken gelangen konnte, wurde Phosphat im Befruchtungsversuch nicht in diesem Kompartiment gespeichert. Die im Auflagehorizont enthaltene Gesamtposphat-Menge wurde jedoch zu Beginn der Untersuchungen ermittelt. Hierdurch konnte die Retentionsrate in bezug auf die zurückliegende Betriebszeit abgeschätzt werden.

Der Typhafilter enthielt keine Streuauflage, denn bei unregelmäßigem Winterschnitt der AMOVA-Systeme wurde die abgestorbene oberirdische Pflanzenmasse in diesem System weitgehend entfernt. Im Gegensatz hierzu hatte sich in den Phragmitesbecken eine Streuauflage ausgebildet, die im wesentlichen von Blättern und Infloreszenzen gebildet wurde (vgl. Kap. V-1.2.3). Die Streuauflage enthielt im Filter Phragmites I $1,7 \text{ g P/m}^2$ und Phragmites II $1,3 \text{ g P/m}^2$ (vgl. Abb. IV.25). Bei einer Turnover-Zeit von 2 Jahren (JOHNSTON 1993) betrug die Phosphatretentionsrate dieses Kompartimentes demnach $0,9 \text{ g P/(m}^2 \cdot \text{a)}$ in Becken Phragmites I und $0,7 \text{ g P/(m}^2 \cdot \text{a)}$ in Becken Phragmites II. Im Auflagehorizont des Beckens Phragmites I wurde somit mehr Phosphat gespeichert als in dem von Phragmites II, obwohl in der oberirdischen Pflanzenmasse dieses Systems nach den vorliegenden Untersuchungen weniger Phosphat pro Vegetationsperiode gespeichert wurde (vgl. Kap. IV-2.4.1).

Ein möglicher Grund für diesen Widerspruch ist die nur sehr schwer bestimmbare Größe der Streuauflage. Im Auflagehorizont enthaltene teilzersetzte Streupartikel konnten einerseits, wenn sie bei der Zersetzung einen hinreichend kleinen Durchmesser erreichten, in das grobe Kiessubstrat des jIAh-Horizontes eindringen und wurden so, obwohl sie noch nicht vollständig zersetzt waren, nicht mehr als Bestandteil der Streuauflage erfaßt. Andererseits konnten aber auch bereits vollständig zu Feinsubstrat mineralisierte Partikel für einen gewissen Zeitraum zwischen teilzersetzten Pflanzenresten der Auflageschicht verbleiben und den Phosphatpool dieser Schicht vergrößern.

Insgesamt übertraf die Phosphatretentionsrate durch Streubildung in den Phragmitesbecken mit durchschnittlich $0,8 \text{ g P/(m}^2 \cdot \text{a)}$ die des Typhafilters ($0 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{a}$).

3.3 Bodensubstrat

Im Befruchtungsversuch spielte nur die kurzzeitige Phosphatretention des Bodensubstrats im jIGor-Horizont eine Rolle (vgl. Kap. IV-2.4.2). Die kurzzeitige endliche Speicherung beinhaltet die Adsorption und die Phosphataufnahme durch im Bodensubstrat vergesellschaftete Mikroorganismen. Die Kapazität beider Typen der kurzzeitigen Phosphatspeicherung hängt bei gegebener Belastung von der Größe des Pools der Adsorber bzw. der Mikroorganismen ab. Die Größe der Pools war zwar im kurzzeitigen Befruchtungsversuch konstant, muß jedoch bei Akkumulation des Bodensubstrats langfristig zunehmen. Die nachhaltige Phosphatretention durch Akkumulation beinhaltet infolgedessen neben der im organischen Bodensubstrat selbst festgelegten Phosphatmenge auch die Mechanismen der kurzzeitigen Phosphatretention.

Wie die Befruchtungsversuche zeigten, kann die kurzzeitige Phosphatretention, auch wenn sie Teil der nachhaltigen Speicherung ist, trotzdem als kurzfristiger begrenzter Pool sehr wichtig sein. Es wurden daher sowohl die kurzzeitigen als auch die nachhaltigen Phosphatretentionsraten bestimmt.

3.3.1 Kurzzeitige Phosphatretention

3.3.1.1 Adsorption

Eine vollständige Phosphatabsättigung der Filter konnte im Befruchtungsversuch aufgrund der verminderten hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens und des geringen zur Verfügung stehenden Versuchszeitraumes nicht erreicht werden. Die kurzzeitige Phosphatspeicherungskapazität des Bodens wurde daher in Batchversuchen ermittelt. Hierzu wurde Bodensubstrat mit Leitungswasser, welches entsprechend dem Befruchtungsversuch mit Phosphat angereichert war, in neutralem Milieu befrachtet. Es wurde Bodensubstrat aus dem Einlaufbereich der Filter verwendet, das aus Proben vor der Phosphatbefruchtung stammte. Die Adsorptionskapazität konnte so zwischen Labormaßstab und Feldversuch am besten verglichen werden, da im Einlaufbereich jedes Filters nach Phosphatbefruchtung das meiste Phosphat adsorbiert war (vgl. Kap. IV-2.4.2.1.2). Zur genauen Versuchsdurchführung vergleiche Kapitel II-5.2.5.

Obwohl Phosphat im Befruchtungsversuch nicht am Bodenskelett der AMOVA-Systeme angereichert wurde, nahm das Bodenskelett im Batchversuch bis zu seiner vollständigen Absättigung entsprechend ca. 1,7 bis 2,0 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ pro m^2 Helophytenfilter auf (Tab. IV.9). Die fehlende Anreicherung im Befruchtungsversuch könnte auf die unvollständige Absättigung der Becken zurückzuführen sein. Die Masse des Bodenskelettes war mit etwa 1000 bis 1400 g TS/dm^3 im Verhältnis zum Feinsubstrat ($< 100 \text{ g TS}/\text{dm}^3$) im Bodenkörper sehr hoch (vgl. Datenanhang, Tab. A.8 bis A.10), so daß Orthophosphat am Bodenskelett bei unvollständiger Absättigung im Versuchszeitraum nicht so schnell meßbar angereichert werden konnte. Außerdem konnte Orthophosphat an das Bodenskelett ohnehin nicht so stark adsorbieren, da dieses durch seine hohe Korngröße ($\varnothing 2 - 8 \text{ mm}$) eine geringere relative Oberfläche als das Feinsubstrat besaß ($\varnothing < 2 \text{ mm}$).

Das Feinsubstrat jeder Vegetation nahm im Labormaßstab bis zur Absättigung zwischen 0,3 und 0,5 g $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}/\text{m}^2$ auf. Die Adsorptionskapazität des Bodens unterschied sich im Batchversuch weder signifikant nach Helophytenpezies noch nach der Betriebsweise der Filter. In den AMOVA-Systemen besaß demnach die Adsorption an den Boden bei einer Konzentration von ca. 200 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P}/\text{l}$ für das Bodenskelett eine Kapazität von durchschnittlich 1,9 g P/m^2 und für das Feinsubstrat eine Kapazität von durchschnittlich 0,4 g P/m^2 , entsprechend einer Gesamtkapazität von 2,3 g P/m^2 .

Tab. IV.9: Vergleich zwischen Phosphatspeicherungskapazität des Bodens im Batchversuch und Phosphatretention des Bodens der AMOVA-Systeme während der künstlichen Befruchtung 1995

	Typha		Phragmites I		Phragmites II	
	Fein-substrat	Boden-skelett	Fein-substrat	Boden-skelett	Fein-substrat	Boden-skelett
Batch P-Speicherung (g P/m^2)	0,5	1,9	0,3	1,7	0,4	2,0
AMOVA '95 P-Speicherung (g P/m^2)	0,7	0	0,4	0	1,2*	0

*die lokale P-Abreicherung wurde nicht berücksichtigt (vgl. Kap. IV-2.4.3)

Der im Batchversuch zurückgehaltene Phosphatanteil des Feinsubstrats der Becken Typha und Phragmites I war geringer als der während der Phosphat-

befruchtung aufgenommene (Tab. IV.9). Läßt man im Filter Phragmites II die lokale Abreicherung im Befruchtungsversuch außer acht (vgl. Kap. IV-2.4.3), so wurde auch vom Feinsubstrat dieser Vegetation im Batch weniger aufgenommen. Das Feinsubstrat in den AMOVA-Systemen hatte also schon bei unvollständiger Absättigung eine größere Phosphatretentionskapazität als durch die Adsorption des isolierten Bodens erklärt werden konnte.

Durch Wechseln der Phosphatlösung alle 4 Tage entsprechend der mittleren Verweildauer des Wassers in den AMOVA-Systemen wurden den Batchansätzen regelmäßig neue für die Phosphatfestlegung relevante Ionen, wie die des Fe, Al, Mn und Ca zugeführt und durch stetiges Schütteln ausreichend Sauerstoff zu deren Oxidation eingetragen. Der von KADLEC und KNIGHT (1996) beschriebene Mechanismus der Fe-vermittelten Phosphatfestlegung durch Präzipitation und Adsorption reichte demnach nicht aus um im Batch eine Phosphatrückhaltung hervorzurufen, die der realen Kapazität der AMOVA-Systeme im Feldversuch entsprach.

Gleiches gilt für die Phosphatadsorption an Huminstoffe. Zusätzlich enthielt die über dem Wasserspiegel liegende jIAh-Bodenschicht zwar gegenüber den darunterliegenden Schichten mehr Huminstoffe. Feinsubstrat und Bodenskelett setzten jedoch in weiteren Batchversuchen mit zunehmendem Huminstoffgehalt im jIAh-Horizont Orthophosphat frei, während die darunterliegenden Bodenschichten Phosphat aufnahmen, wie der typische Verlauf der Orthophosphat-Konzentration im Überstand eines Batchansatzes in Abbildung IV.26 zeigt.

Ein erhöhter Huminstoffgehalt bedeutete also nicht zwingend eine verstärkte Phosphataufnahme. Außerdem wären aus der jIAh-Schicht durch Verwitterung in den Stauwasserbereich gelangte Huminstoffe somit nicht ausschließlich die Phosphatsenke gewesen, sondern hätten im wässrigen Milieu zumindest für einen begrenzten Zeitraum sogar Phosphat freigesetzt.

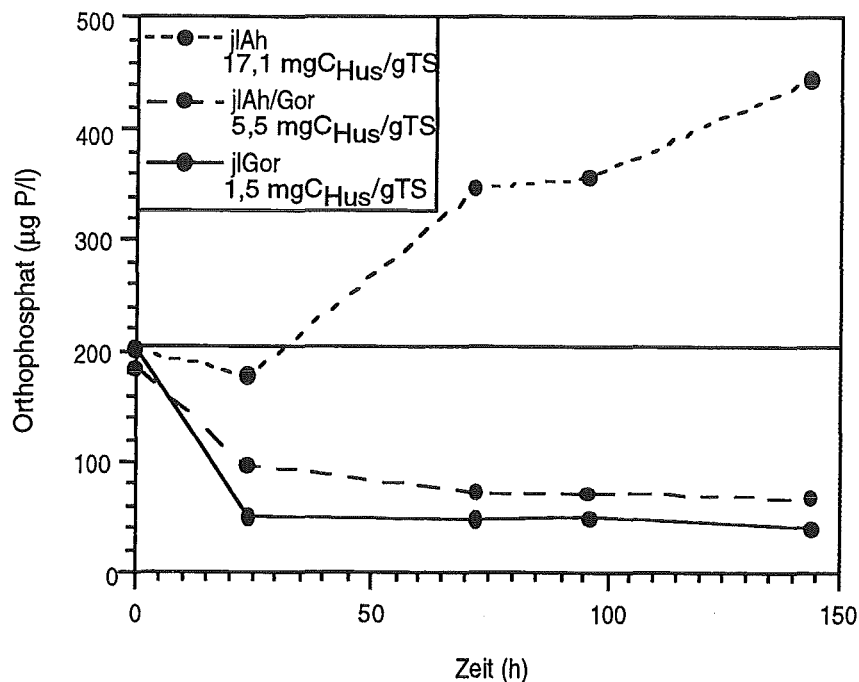


Abb. IV.26: Zeitlicher Verlauf der Phosphataufnahme bzw. -freisetzung des Feinsubstrates aus den verschiedenen Bodenschichten des Beckens Phragmites I (Probennr. 5, März 1995)

3.3.1.2 Mikrobielle Phosphatspeicherung

Ein möglicher Grund der verminderten Phosphataufnahme des Batchansatzes im Vergleich zur Befruchtung war die fehlende Aufnahme durch heterotrophe mikrobielle Biomasse bei DOC-Mangel, denn im Feldversuch wurde organischer Kohlenstoff durch Wurzelexsudate während der Vegetationsperiode stetig in den Boden eingetragen (vgl. Kap. V-1.1.1).

Im Batchversuch zur Bestimmung der maximalen Aufnahmekapazität des Bodens stiegen so die Phosphataufnahme des Feinsubstrats als auch des Bodenskelettes zwar bis zum Erreichen einer Sättigungskonzentration entsprechend der Theorie einer vermuteten Adsorption an. Der Aufnahme folgte aber in jeder untersuchten Bodenprobe eine starke Phosphatfreisetzung, was bei stetig steigendem Nährstoffmangel im Mineralmedium und unter oxischen Bedingungen im neutralen Milieu auf mikrobielle Phosphatfreisetzung zurückgeführt werden kann.

Die Zugabe von Glucose als eine von Wurzeln ausgeschiedene (FRENZEL 1960) und leicht verwertbare organische Kohlenstoffquelle bestätigte diese Hypothese, denn sie führte zur erneuten Orthophosphat-Aufnahme in jedem Versuchsansatz. Auch die Kapazität des Bodenskelettes konnte auf diese Weise gesteigert werden, wie in der folgenden Abbildung exemplarisch dargestellt ist.

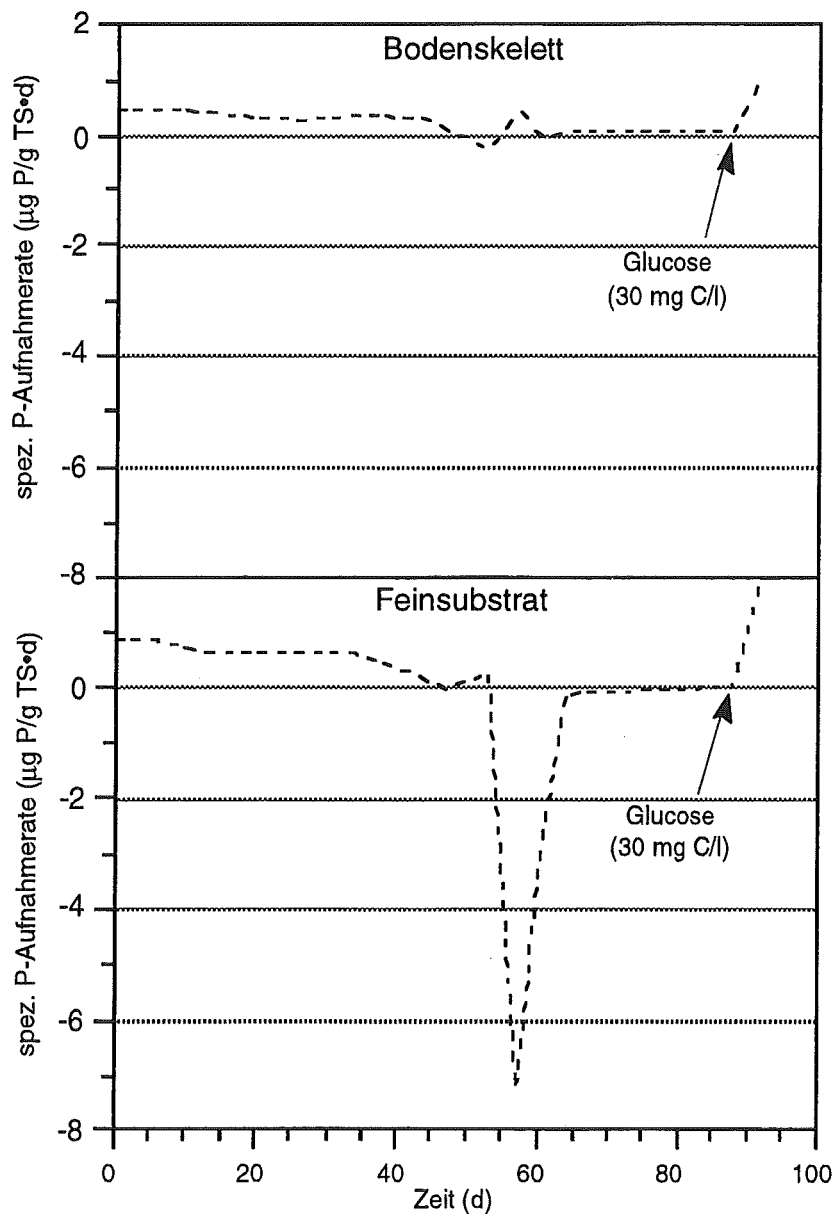


Abb. IV.27: Zeitlicher Verlauf der Orthophosphat-Aufnahme bzw. -Freisetzung durch Bodenskelett (oben) und Feinsubstrat (unten) des j1Gor-Horizontes im Batchversuch, Typha-Becken (Probennr. 1, März 1995).

Die Abgabe von Wurzelexsudaten, Sauerstoff etc. kann demnach in den Helophytenfiltern der AMOVA zu einer mikrobiellen Phosphataufnahme geführt haben, die sich im Batchversuch nicht quantitativ bestimmen ließ. In bezug auf eine nachhaltige Phosphatspeicherung konnte die mikrobielle Speicherung, wie in Kapitel V-1.1.1 ausgeführt, aber ohnehin vernachlässigt werden und wurde daher nicht weiter untersucht.

3.3.2 Nachhaltige Phosphatretention

Die Akkumulation von Bodensubstrat war so gering, daß sie im 235 Tage dauernden Befruchtungsversuch nicht gemessen werden konnte. Die während der 13-jährigen Betriebszeit akkumulierte Menge des Bodensubstrats konnte jedoch aufgrund seiner, durch die Zusammensetzung aus Huminstoffen, Mikroorganismen, Präzipitaten etc. bedingten, feinkörnigen Struktur über das angereicherte Feinsubstrat erfaßt werden, denn beim Bau der AMOVA wurde ausschließlich Bodenskelett in Form von weitgehend inertem, vorwiegend aus Quarz bestehendem Kies (2 - 8 mm $\varnothing$) in die Becken eingebracht. Wieviel Phosphat aber hierbei bereits über am Kies anhaftendes Feinsubstrat, wie z.B. Fe(III)-Oxide, in die Systeme gelangte, ist nicht bekannt.

Beim Sieben des Bodens zur Bestimmung des Feinsubstratanteils wurde so einerseits eventuell am Bodenskelett assoziiertes Feinsubstrat in die Feinkornfraktion mit eingetragen, das nicht aus der Bodenakkumulation während der Betriebszeit stammte. Andererseits wurde am Bodenskelett assoziiertes Feinsubstrat durch das Sieben nur weitestmöglich, aber nicht vollständig entfernt. Die im folgenden ermittelten Akkumulationsraten gelten infolgedessen nur sehr näherungsweise.

Im Feinsubstrat des Typhabeckens waren zu Beginn der Vegetationsperiode 1995 6,8 g P/m², in dem der Becken Phragmites I und II 5,1 P_{ges}/m² bzw. 17,2 g P/m² festgelegt. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Laufzeiten der Filter (vgl. Kap. III) entspricht dies einer durchschnittlichen Netto-Anreicherung von 0,9 g P/(m²·a) im Typhabecken sowie 0,4 g P/(m²·a) in Phragmites I und 1,3 g P/(m²·a) in Phragmites II. Die Akkumulationsrate in den Phragmitesbecken unterschied sich demnach nicht signifikant von der des Typhafilters.

3.4 Vergleich der Aufnahmeraten der Speicherkompartimente

Vergleicht man die in den vorangehenden Kapiteln ermittelten Retentionsraten (Tab. IV.10), so besitzt die pflanzliche Biomasse der Phragmitesbecken mit insgesamt 2,1 bis 2,8 g P/(m²·a) eine höhere Rate als *Typha latifolia* (1,7 g P/m²·a) und erreicht die in den vorliegenden Untersuchungen gewählte Belastung von 2,8 g P/(m²·a). Wie sich bereits im Befruchtungsversuch andeutete (vgl. Kap. IV-2.4.3), ist die Phosphataufnahme durch die Pflanzen somit sehr hoch. Die NettoRetention der Vegetation erschöpft sich jedoch gemäß ihrer Turnover-Zeit nach wenigen Jahren.

Auch in der Streuauflage wird in den Phragmitesbecken mehr Phosphat pro Jahr zurückgehalten als im Typhafilter. Gemäß seinem zweijährigen Turnover ist dieser Pool ebenfalls schnell abgesättigt.

Im Gegensatz zur Phosphatspeicherung der Vegetation unterscheiden sich die Raten durch Bodenakkumulation und Adsorption an das Bodensubstrat nicht artspezifisch. Als einzige Form der nachhaltigen Phosphatspeicherung unter natürlichen Bedingungen lag die Aufnahmerate durch Bodenakkumulation in den AMOVA-Becken mit 0,4 bis 1,3 g P/(m²·a) unter der im Befruchtungsversuch ermittelten maximalen Rückhaltung von 2,6 g P/(m²·a) (vgl. Kap. IV-2.2.2).

Tab. IV.10: Phosphataufnahmeraten der Speicherkompartimente der AMOVA-Systeme bei einer Belastung von 2,8 g P/(m²·a)

Flux je Kompartiment	P-Aufnahme je Becken (g P/m ² ·a)			ungefähre Turnover-Zeit (a)
	Typha	Phrag I	Phrag II	
Vegetation unterirdisch	0,8	0,8	1,1	2 (Typha), 13 (Phrag) 0,9 (ohne Mahd), - (mit Mahd)
<u>oberirdisch</u>	<u>0,9</u>	<u>1,3</u>	<u>1,7</u>	
Σ	1,7	2,1	2,8	
Streuauflage	0	0,9	0,7	2
Boden				
Adsorption	2,3*	2,3*	2,3*	-
Akkumulation	0,9	0,4	1,3	200

* absolute P-Aufnahmekapazität, da der Turnover nicht definierbar ist

Wird die oberirdische Biomasse durch regelmäßige Mahd zur nachhaltigen Phosphatsenke, übertrifft sie die Phosphatentfernung durch Akkumulation, wobei berücksichtigt werden muß, daß sich die Akkumulationsrate des Bodens durch Entfernung eines großen Teils der pflanzlichen Biomasse zusätzlich vermindern würde.

Bildet man die Summe aus den nachhaltigen Mechanismen Pflanzenmahd und Bodenakkumulation, so erreicht sie mit $3,0 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ nur im Becken Phragmites II die zugeführte Belastung von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Dieses ist hauptsächlich in der im Vergleich mit dem Filter Phragmites I unverhältnismäßig hohen Phosphatreten-tionsrate durch Bodenakkumulation begründet. Trotz gleicher Betriebszeit der Filter und einem ähnlichen Feinsubstratgehalt von 2,5 bis 2,8 % (vgl. Kap. IV-2.3.2.3) übertraf sie mit $1,3 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ die des Beckens Phragmites I um 200 %.

Bei der errechneten hohen Bodenakkumulationsrate im Filter Phragmites II setzte das Feinsubstrat dieses Beckens jedoch im Gegensatz zu den anderen Filtern während des Befruchtungsversuches Phosphat frei. Phosphat wurde hierbei lokal so stark abgereichert, daß bei geringerer Anreicherung im übrigen Teil des Beckens insgesamt ein Nettoverlust auftrat (vgl. Kap. IV-2.4.3). Die ermittelte hohe Akkumulationsrate dieses Filters war demnach nicht dauerhaft, da Phosphat im Gegensatz zum Feinsubstrat der anderen Becken instabil gebunden wurde.

4 Mechanismen der Phosphatfestlegung im Boden der AMOVA-Systeme

Um den Grund der labilen Phosphatretention im Boden zu finden, wurde in abschließenden Untersuchungen die Art der Phosphatbindung untersucht. Hierzu wurden einerseits die Mechanismen der nachhaltigen Phosphatfestlegung ermittelt, die im bis zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen akkumulierten Bodensubstrat vorherrschten. Andererseits wurde die Art der kurzzeitigen Phosphatakkumulation bzw. -abreicherung im Befruchtungsversuch bestimmt.

Im Boden von Helophytenbeständen kann Phosphat durch verschiedene Mechanismen festgelegt werden. Die Bodenbildung beinhaltet einerseits die Anreicherung von Huminstoffen, die selbst Phosphat enthalten und adsorbieren können. Andererseits entstehen durch Lufteintrag über den Wurzelstock im sonst reduzierenden Bodenmilieu für die Phosphatfestlegung bedeutsame, oxidierte mineralische Verbindungen des Fe, Al und Mn. Zusätzlich kann Ca mit eingetragem Phosphat in der wässrigen Phase präzipitieren (vgl. Kap. I-4.1 und I-4.4).

Die genannten möglichen Phosphatbindungspartner der Bodenmatrix wurden quantifiziert und mit dem P_{ges} -Gehalt des Bodens einer Korrelationsanalyse unterzogen. Hierbei wurde nicht nur das Feinsubstrat untersucht, welches dem angereicherten Boden entsprach, sondern auch das Bodenskelett, da dieses Reste des Feinsubstrats enthielt (vgl. Kap. IV-3.3).

4.1 Nachhaltige Phosphatretention

Um die Art der nachhaltigen Phosphatretention bis zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen zu ermitteln, wurden alle im März 1995 gewonnenen Bodenproben der Helophytenfilter untersucht.

Ca sowie oxidierte Verbindungen des Al und Mn standen in keinem direkten Zusammenhang mit dem Gesamtphosphat-Gehalt des Bodens. Signifikante Korrelationen traten lediglich zwischen dem Gesamtphosphat-Gehalt und schlecht kristallinem Fe(III)-Oxid bzw. löslichen Huminstoffen auf. Die Korrelationen sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt. Das Signifikanzniveau ist durch "*" gekennzeichnet. Hierbei entspricht unter Berücksichtigung der Irrtumswahrscheinlichkeit (α) :

*	= 0,01	$< \alpha \leq 0,05$	= schwach signifikant
**	= 0,001	$< \alpha \leq 0,01$	= signifikant
***	= 0,0001	$< \alpha \leq 0,001$	= hoch signifikant

Tab. IV.11: Lineare Korrelation zwischen dem Gehalt an Gesamtphosphat und schlecht kristallinem Fe(III)-Oxid bzw. löslichen Huminstoffen im Boden der AMOVA-Systeme, März 1995.

	Korrelationskoeffizient (r)		
	Typha (n=12)	Phrag. I (n=18)	Phrag. II (n=12)
Feinsubstrat			
schlecht krist. Fe(III)-Oxid	0,49	0,17	0,52
lösl. Huminstoffe	0,74**	0,57*	0,14
Bodenskelett			
schlecht krist. Fe(III)-Oxid	0,34	0,23	0,94***
lösl. Huminstoffe	0,43	0,18	0,30

In den Becken Typha und Phragmites I bestand eine signifikante Korrelation zwischen löslichen Huminstoffen und dem Gesamtphosphat-Gehalt des Feinsubstrats. Im Filter Phragmites II korrelierten hingegen schlecht kristallines Fe(III)-Oxid und Gesamtphosphat des Bodenskelettes (Abb. IV.28).

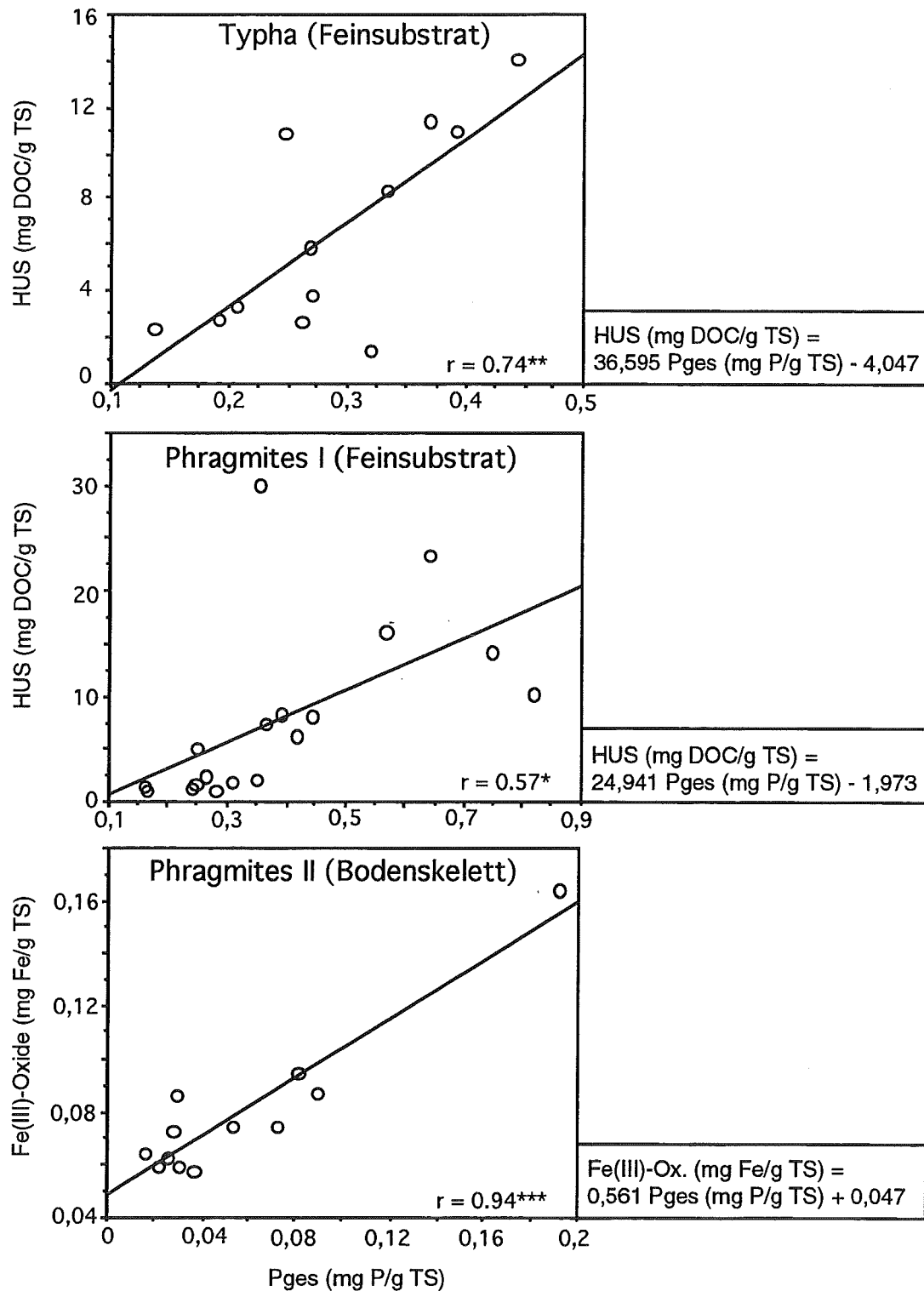


Abb. IV.28: Graphische Darstellung der in Tabelle IV.11 aufgeführten signifikanten Korrelationen zwischen Gesamtphosphat-Gehalt und Phosphatbindungspartnern des Bodens der AMOVA-Systeme (März 1995).
 Oben: Typha, Mitte: Phragmites I, unten: Phragmites II.

Obwohl die Huminstoff-vermittelte Phosphatfestlegung im Feinsubstrat von *Phragmites* II nicht nachgewiesen wurde, mußte sie auch hier einer der Mechanismen der Phosphatfestlegung sein, denn Phosphor ist obligater Bestandteil von Huminstoffen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979). Da im Feinsubstrat von *Phragmites* II aber neben der Huminstoff-vermittelten wahrscheinlich auch die Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung vorherrschte, konnte keiner der Einzelmechanismen mit dem Gesamtphosphat-Gehalt korreliert werden. Nur am Bodenskelett, das hauptsächlich aus anorganischem Quarz bestehend, selbst kein organisch gebundenes Phosphat enthielt, konnte so eine Phosphatfestlegung durch anhaftende schlecht kristalline Fe(III)-Oxide nachgewiesen werden. Hierbei fand sich der höchste Gehalt von schlecht kristallinem Fe(III)-Oxid und Phosphat im wasserdurchströmten jGor-Horizont der Phosphatanreicherungszone (vgl. Abb. IV.28).

Die im Verhältnis zu *Phragmites* I und *Typha* erhöhte nachhaltige Phosphatfestlegung in *Phragmites* II war demnach vermutlich auf eine zusätzlich zur Huminstoff-vermittelten Phosphatbindung auftretende Festlegung an Fe(III)-Oxide zurückzuführen. Dieses Ergebnis wird aber nur als Hinweis gewertet, da wie in Kapitel IV-3.3 beschrieben über Menge und Art der Phosphatfestlegung vor Versuchbeginn keine Daten vorlagen.

4.2 Kurzzeitige Phosphatretention

Um zu überprüfen, ob die Fe(III)-Oxide auch zur Phosphatabreicherung im Becken Phragmites II während des Befruchtungsversuches führten, wurde nachfolgend die Art der kurzzeitigen Phosphatfestlegung untersucht. Im Gegensatz zu den Mechanismen der nachhaltigen Phosphatretention konnte die Art der kurzzeitigen Phosphatrückhaltung durch Untersuchung des Bodens vor und nach Phosphatdosierung sicher nachgewiesen werden. Bei der kurzzeitigen Phosphatrückhaltung spielte ausschließlich der Boden des jIGor-Horizontes eine Rolle, denn Phosphat konnte nur durch diese Bodenschicht direkt aus dem Wasser entfernt werden (vgl. Kap. IV-2.4.2). Der jIGor-Horizont wurde daher gesondert ausgewertet.

Zu Beginn der Phosphatdosierung fand sich in der relevanten Bodenschicht des Typhabeckens kein Zusammenhang zwischen Gesamtphosphat-Gehalt und potentiellen Phosphatbindungspartnern der Bodenmatrix (Abb. IV.29). In den Phragmitesfiltern traten die bereits in Kapitel IV-4.1 beschriebenen Korrelationen zwischen löslichen Huminstoffen und Gesamtphosphat einerseits (Phragmites I) und schlecht kristallinem Fe(III)-Oxid und Gesamtphosphat andererseits (Phragmites II) auf. Jeder Filter besaß somit zu Beginn der Phosphatdosierung im Stauwasserhorizont spezifische Voraussetzungen.

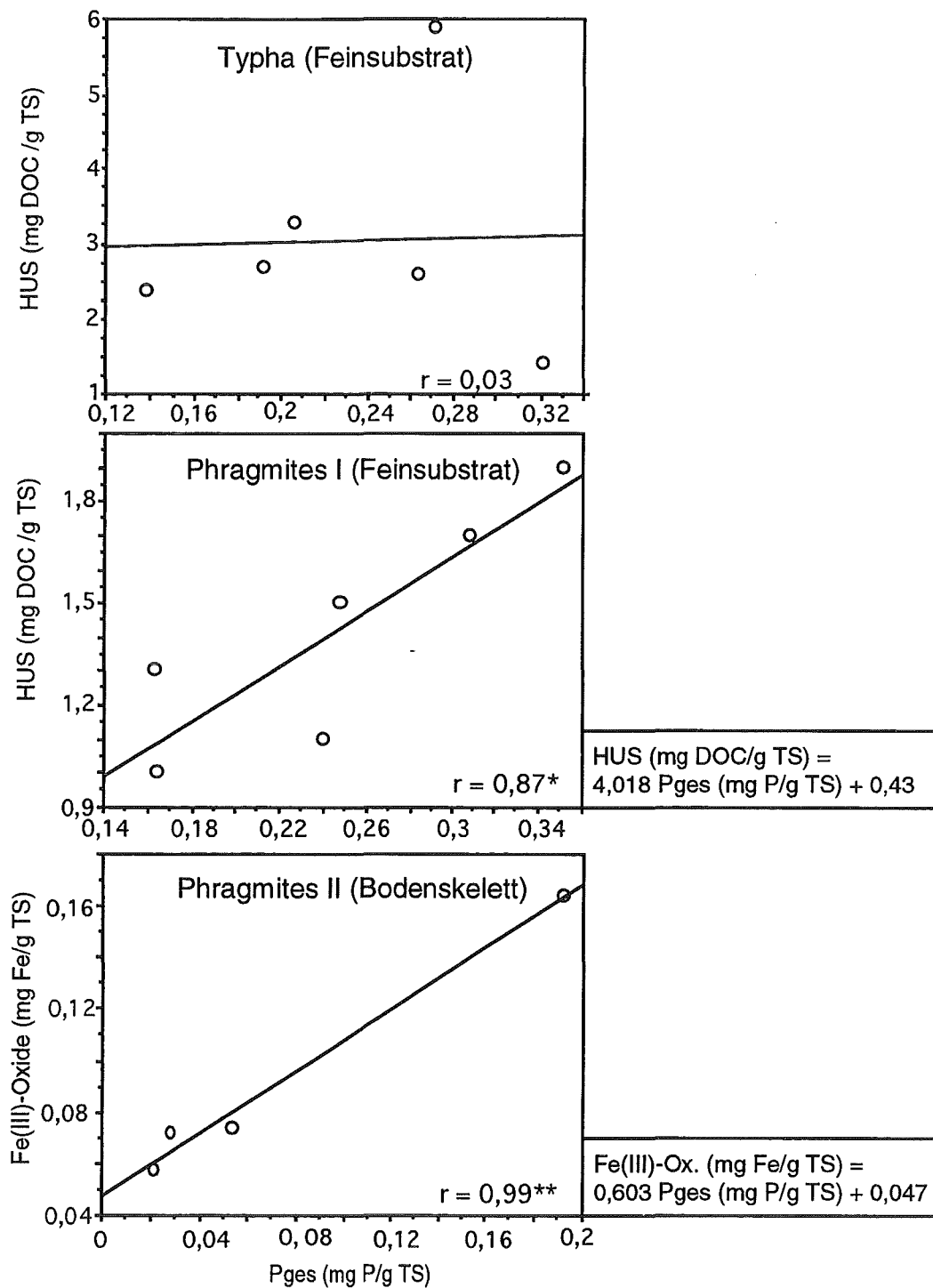


Abb. IV.29: Korrelationen zwischen P_{ges} -Gehalt und Phosphatbindungspartnern des Bodens im jIGor-Horizont der AMOVA-Systeme (März 1995); oben: Typha, Mitte: Phragm. I, unten: Phragm. II; zum Signifikanzniveau *** vgl. Kap. IV-4.

Nach Phosphatbefruchtung konnte zwischen spezifischem Gesamtphosphat-Gehalt und potentiellen Phosphatbindungspartnern weder im Bodenskelett noch im Feinsubstrat eine Korrelation nachgewiesen werden. Auch die multiple Regression unter Berücksichtigung von Phosphatbindungspartnern und Fließstrecke führte zu keinem signifikanten Ergebnis, denn der geringe Stichprobenumfang ($n = 6$) ermöglichte bei drei verbleibenden Freiheitsgraden eine zu geringe Trennschärfe des Tests, die eine statistische Absicherung nicht zuließ.

Korrelierte man jedoch die Differenz (nach P-Zugabe - vor P-Zugabe) der Gesamtphosphat-Gehalte sowie potentieller Phosphatbindungspartner linear, so fanden sich im Feinsubstrat der Becken Typha und Phragmites I signifikante Wechselbeziehungen zwischen der Zunahme löslicher Huminstoffe und des Gesamtphosphat-Gehaltes (Abb. IV.30, links). Hierbei entsprachen die löslichen Huminstoffe nicht ausschließlich den Huminstoffen, denn ihre Extraktion mit 0,1 M NaOH führte sicherlich auch zur teilweisen Lyse, d.h. Extraktion mikrobieller Biomasse. So bestimmten PSENNER et al. (1984) in Seesedimenten den Anteil mikrobiell und Huminstoff-gebundenen Phosphors durch Extraktion mit 1 M NaOH. Daß es sich neben Huminstoffen auch um Biomasse gehandelt haben muß, wird zusätzlich durch die sinkende Zunahme der "löslichen Huminstoffe" entlang der Fließstrecke nach Phosphatzugabe belegt (Abb. IV.30, rechts). Bei unvollständiger Absättigung mit Phosphat war es wahrscheinlich, daß sich im vorderen Bereich des Beckens bei höherem Nährstoffangebot mehr mikrobielle Biomasse aufbaute als unter Nährstoffmangelbedingungen am Ende der Fließstrecke. Zusätzlich bestätigten die in Kapitel IV-3.3.1.2 beschriebenen Batchversuche die Bedeutung der mikrobiellen Phosphatspeicherung bei der kurzzeitigen Phosphatretention durch das Feinsubstrat.

Phosphat wurde in den Filtern Typha und Phragmites I demnach hauptsächlich durch Aufbau organischer Substanz, die neben Huminstoffen hauptsächlich aus mikrobieller Biomasse bestand, im Feinsubstrat gebunden. Die Zunahme der organischen Substanz war aber mit maximal 0,3 % in Typha und 1,4 % in Phragmites I so gering, daß sie bei Berücksichtigung des gesamten Feinsubstrats in Kapitel IV-2.4.2 aufgrund der Schwankungen der einzelnen Meßwerte nicht erfaßt wurde.

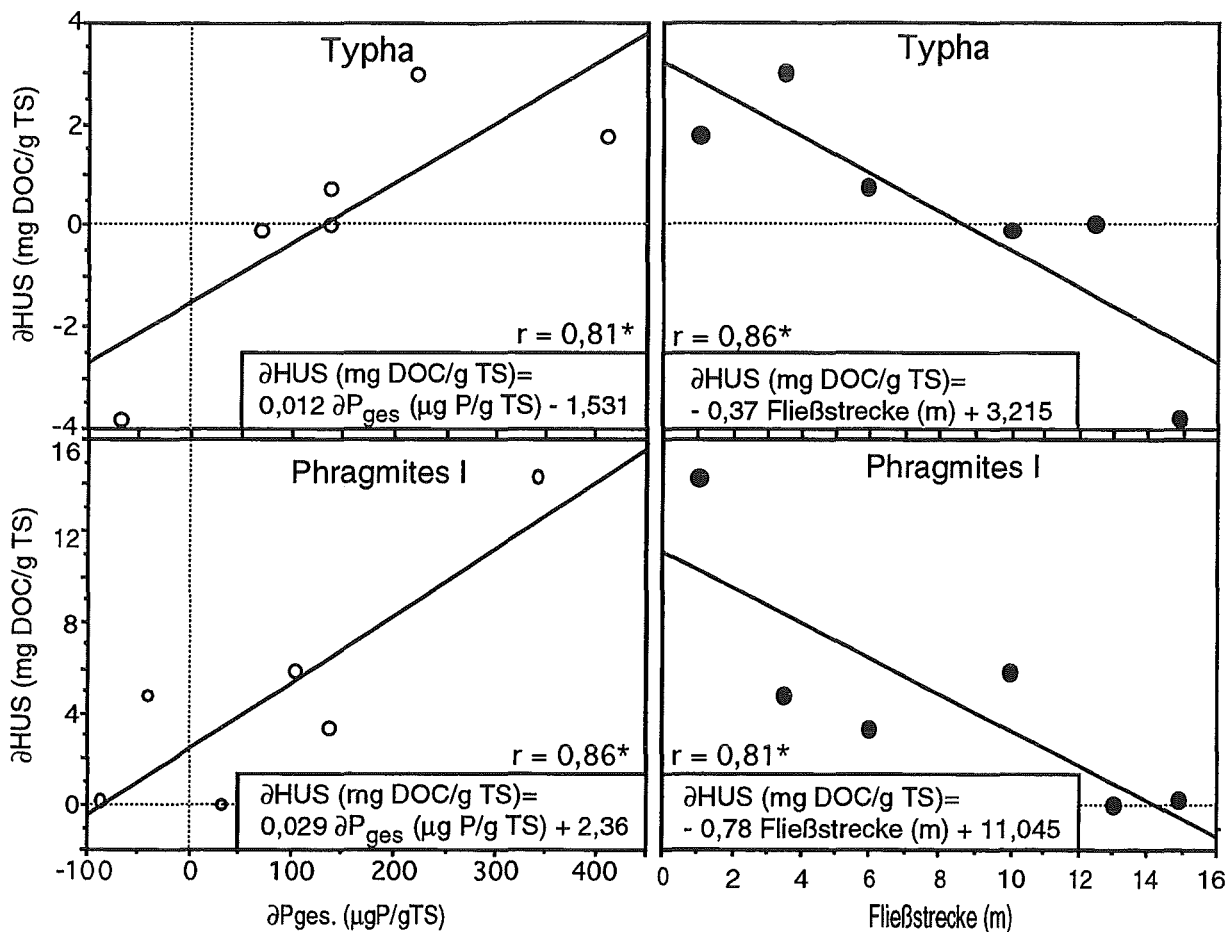


Abb. IV.30: links: Signifikante Korrelationen zwischen der Veränderung von Huminstoff- und Gesamtphosphat-Gehalt im Feinsubstrat des jIGor-Horizontes nach Phosphatzugabe (Nov. 1995) oben: *Typha*, unten: *Phragmites I*
rechts: Signifikante Korrelationen der Veränderung des Huminstoffgehaltes entlang der Fließstrecke im Feinsubstrat des jIGor-Horizontes nach Phosphatzugabe (Nov. 1995) oben: *Typha*, unten: *Phragmites I*
zum Signifikanzniveau "*" vergleiche Kap. IV-4

Im Becken *Phragmites II* traten auch bei dieser Form der Korrelation keine statistisch signifikanten Zusammenhänge zwischen Gesamtphosphat-Gehalt und potentiellen Phosphatbindungspartnern auf. Trägt man jedoch den Gesamtphosphat-Gehalt des Feinsubstrats von *Phragmites II* in Abhängigkeit von schlecht kristallinem Fe(III)-Oxid und Fließstrecke einerseits (Abb. IV.31, unten) sowie NaOH-löslicher organischer Substanz und Fließstrecke andererseits (Abb. IV.31, oben) auf, so deutete sich dennoch eine Abhängigkeit des Phosphatgehaltes von den genannten Substanzen an. Für *Phragmites II* gibt es demnach Hinweise, daß auch bei der kurzzeitigen Phosphatfestlegung neben der

organischen Substanz die Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung im Boden eine Rolle spielte, obwohl die vor der Befruchtung detektierte Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatanreicherungzone entlang der Fließstrecke nicht mehr vorhanden war.

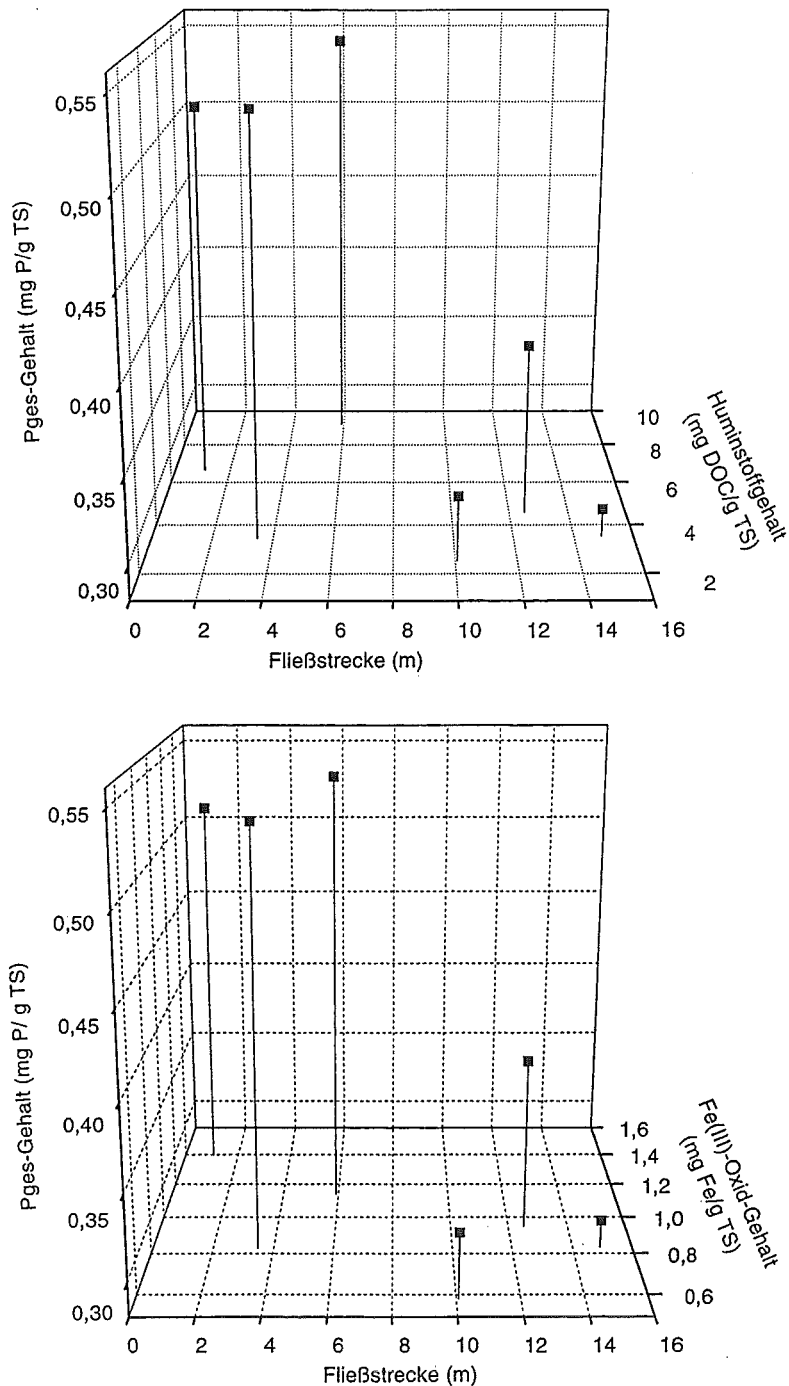


Abb. IV.31: Gesamtphosphat-Gehalt in Abhängigkeit von Fließstrecke und Huminstoffgehalt (oben) sowie von Fließstrecke und schlecht kristallinem Fe(III)-oxid (unten) im Feinsubstrat des jGor-Horizontes des Beckens Phragmites II der AMOVA-Systeme nach Phosphatzugabe 1995

Die Bedeutung der Fe(III)-Oxide wurde durch die Ergebnisse von Batchversuchen unterstützt, in denen Feinsubstrat aus dem Einlaufbereich der Filter (Bodenprobe 1, jIGor-Horizont, Nov. 1995) bei verschiedenen Redoxspannungen mit Orthophosphat befrachtet wurde (Belastung 200 µg P/l, Versuchsdauer 4 d, vgl. Kap. II-5.2.5). Während unter oxischen Bedingungen das Feinsubstrat aller Filter im Batch Orthophosphat aufnahm, führte die Senkung des Redoxpotentials in den anaeroben Bereich unterhalb E_h 200 mV (Schwellenwert zur Solubilisierung von Fe(III)-Oxid und PO_4^{3-} , vgl. Tab. I.3) nur in Phragmites II zu einer Orthophosphat-Freisetzung durch das Feinsubstrat (Abb. IV.32). Die Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatbindung wurde auf diese Weise auch bei kurzzeitiger Phosphatretention im Feinsubstrat zumindest im Einlaufbereich von Phragmites II direkt nachgewiesen.

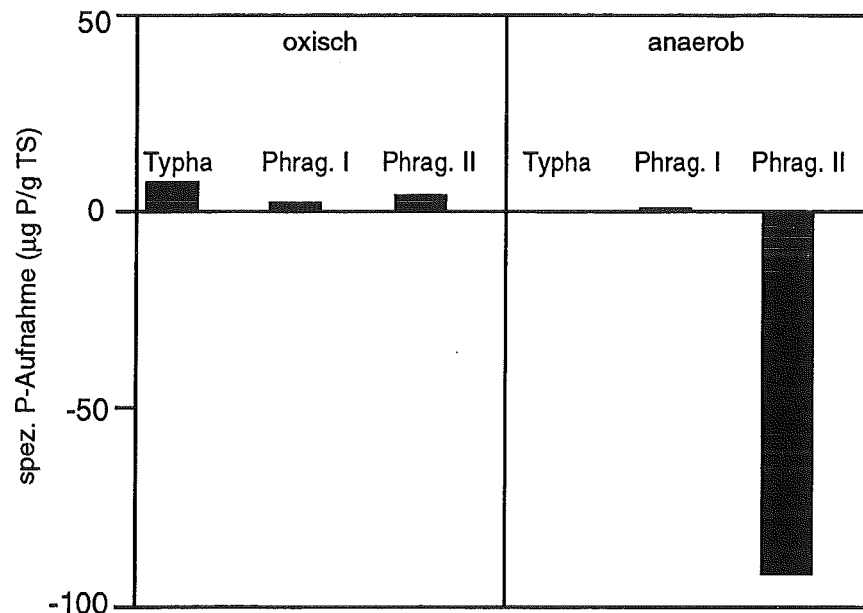


Abb. IV.32: spezifische Orthophosphat-Aufnahme durch Feinsubstrat des jIGor-Horizontes der AMOVA-Systeme bei verschiedenen Redoxbedingungen im Batchversuch (Bodenprobe 1, Nov. 1995)

Insgesamt beruhte demnach die kurzzeitige Phosphatretention im Boden aller Becken auf der Bindung durch organische Substanz, die neben der Adsorption an Huminstoffe überwiegend auf mikrobielle Aufnahme zurückgeführt werden konnte. Im Becken Phragmites II kam es ebenso wie bei der nachhaltigen Retention wahrscheinlich zur Bindung durch schlecht kristalline Fe(III)-Oxide. Nach Befruchtung konnte jedoch die Fe(III)-Oxid-P-Anreicherungszone, die vor Beginn im

Becken detektiert wurde, nicht mehr nachgewiesen werden. Die lokale Auflösung schlecht kristalliner Fe(III)-Oxide bestätigte die bereits gewonnenen Hinweise, daß die Instabilität der nachhaltigen Phosphatretention im Becken Phragmites II in der Verfrachtung Fe(III)-Oxid-assoziierten Phosphats begründet lag.

V Diskussion

In der vorliegenden Arbeit wurde für ein Helophytenfiltersystem erstmals eine Input-/Outputbilanz gekoppelt mit einer Bilanzierung der Orte der Phosphatreten-tion durchgeführt. Hierbei hielten die AMOVA-Vegetationen Phosphat zurück, wie auch schon zahlreiche Untersuchungen für andere "künstliche Helophytenfilter" gezeigt hatten (SEIDEL 1966, MITSCH 1992b, STENGEL 1993b). Bei einer Einlaufkonzentration von $200 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ wurden die Becken nicht vollständig abgesättigt, da sich aufgrund verminderter hydraulischer Leitfähigkeit die Belastung nicht über $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ entsprechend einem Durchfluß von $38,5 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ erhöhen ließ. Um das System vollständig abzusättigen, hätte daher die Belastung während der Befruchtungszeit gesteigert werden müssen. Aufgrund der hydraulischen Begrenzung konnten die AMOVA-Systeme allein durch Erhöhung der Einlaufkonzentration stärker mit Phosphat befrachtet werden. Dieses führt jedoch nach MITSCH und GOSSELINK (1993) zu einer erhöhten Leistungsfähigkeit der Filter. Zur Zeit liegen noch keine Erkenntnisse darüber vor, ob bei gleicher Belastung eine niedrige Phosphatkonzentration mit hohem Durchfluß zur gleichen maximalen Absättigung eines Filters führt wie eine hohe Konzentration mit niedrigem Durchfluß. Eine Konzentrationserhöhung bei gleicher Durchflußrate hätte somit möglicherweise zu einer anderen Absättigung geführt als eine niedrigere Konzentration bei entsprechend erhöhter hydraulischer Belastung. Eine unterschiedliche Absättigung wäre sogar wahrscheinlich gewesen, denn durch eine alleinige Erhöhung der Phosphatkonzentration würden das Verhältnis der Nährstoffe zueinander und infolgedessen die physiologischen Bedingungen nachhaltig verändert. So beobachtete STENGEL (1997, pers. Mitt.) bei einer alleinigen Erhöhung der Phosphatkonzentration im Zulauf der AMOVA-Becken auf $1 \text{ mg P}_{\text{ges}}/\text{l}$ starke Chlorosen der Vegetation im Einlaufbereich der Becken. Von einer verstärkten Belastung durch Erhöhung der Phosphatkonzentration wurde daher Abstand genommen.

Die Retentionsrate war in den Phragmitesbecken mit ca. 94 % geringfügig höher als im Typhafilter (93 %). Beide Rückhalteraten lagen an der oberen Grenze des von MITSCH und GOSSELINK (1993) für vergleichbare "Wetlands" angegebenen Schwankungsbereichs von 63 bis 98 %. Ebenso wie die Retentionsrate war auch die Evapotranspiration in den Phragmitenfiltern mit $9,0$ bis $9,9 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ höher als im Typhabecken ($7,6 \text{ l}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), so daß sich die im durchfließenden Wasser enthaltenen Substanzen in diesen Systemen stärker aufkonzentrierten.

Trotz der höheren Retentionsleistung erreichte der Ablauf der Phragmitesbecken infolgedessen gleichhohe Phosphatkonzentrationen wie der des Typhafilters. Die Ablaufkonzentration betrug durchschnittlich 6 bis 10 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ bzw. 11 bis 18 $\mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Im Gegensatz hierzu fand STENGEL (1993b, 1995) in den in Kapitel III-2 beschriebenen Vorversuchen zur Phosphatretention bei einer Belastung von ca. 10 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ eine artspezifisch unterschiedliche Phosphatretention. Während die *Phragmites*-Vegetationen Phosphat zurückhielten, setzte die *Typha*-Vegetation Phosphat frei. Wahrscheinlicher Grund hierfür war deren unterschiedliche Absättigung mit Phosphat durch vorherige Hochlast-Dosierung mit ca. 1 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P/l}$.

Ergänzend zur Input-/Outputanalyse wurden alle Filterbestandteile bilanziert. Die hieraus ermittelten Retentionsraten gelten aber nur für die spezielle Betriebsweise der AMOVA-Becken. Diese beinhaltete (einschließlich der "Vorgeschichte" dieser Helophytenfilter)

1. einen unregelmäßigen Winterschnitt der oberirdischen Biomasse nach der Frostperiode,
2. eine zeitweise Beschickung einzelner Becken mit Strohperkolat,
3. eine Schwankung der Belastung zwischen 0,1 und 22 g P/(m²·a).

Zur Beurteilung der allgemeinen Leistungsfähigkeit der AMOVA-Systeme werden daher die im Ergebnisteil ermittelten Aufnahmeraten der einzelnen Filterbestandteile in der Diskussion nochmals einzeln betrachtet, in bezug auf ihre Gültigkeit auch bei anderen Verfahrenswesen geprüft und gegebenenfalls eine beim jeweiligen Verfahrenstyp allgemeingültige Rate ermittelt.

Die ermittelten Aufnahmeraten ermöglichen abschließend eine Voraussage über die allgemeine Gesamtleistungsfähigkeit von Helophytenfiltern nach Bauart der AMOVA-Systeme und deren ökotechnische Einsatzmöglichkeiten.

1 Bedeutung der Phosphataufnahme durch die Filterbestandteile

Die Hauptbestandteile der AMOVA-Systeme, der Boden und die Vegetation besitzen, wie bereits beschrieben, sowohl kurzzeitige als auch nachhaltige Mechanismen der Phosphatretention. Die Betriebsweise mit und ohne Pflanzenschnitt beeinflußt besonders die nachhaltige Phosphatelimination, denn ein Biomasseaustrag durch Mahd vermindert je nach Art des Schnittes unterschiedlich stark die Bodenakkumulation im System.

Bei Berücksichtigung der Verfahrensweise wurde daher im folgenden nicht die Gliederung nach Filterbestandteilen, sondern nach kurzzeitigen und nachhaltigen Mechanismen gewählt. Hierbei wurde die Streuauflage im Kapitel der nachhaltigen Phosphatretention mit aufgeführt, da auch dieser kurzzeitige Pool von der Art der Mahd stark beeinflußt wird.

1.1 Kurzzeitige Phosphatretention

Kurzzeitige Formen der Phosphatspeicherung sind die Adsorption und die mikrobielle Aufnahme im Bodensubstrat sowie die Aufnahme der Pflanzen, denn die Retention ist wegen der fixen Größe der Pools zeitlich begrenzt (vgl. Kap. IV-3.1 und IV-3.3).

1.1.1 Bodensubstrat

Adsorption

Eine allgemeingültige Abschätzung der Bedeutung der Adsorption über die gesamte 13-jährige Betriebszeit war aufgrund der vorliegenden Daten nicht möglich. Die nebeneinander auftretenden Mechanismen der Bodenakkumulation, der Adsorption und der mikrobiellen Phosphataufnahme verhinderten eine Differenzierung, denn das Bodensubstrat enthielt sowohl originäres als auch adsorbiertes Phosphat. Gesicherte Aussagen über Art und Kapazität der Adsorption konnten daher nur zum Zeitpunkt der vorliegenden Untersuchungen bei gegebenem 'Standing Stock' gewonnen werden.

Die Art der Phosphatadsorption bei Befrachtung wurde durch die unterschiedliche Behandlung der Filter in den Vorversuchen beeinflusst. Der Boden der Becken Typha und Phragmites I adsorbierte neben der mikrobiellen Aufnahme Phosphat an Fe-haltige Huminstoffe. Im Filter Phragmites II wurde Phosphat auch durch schlecht kristallines Fe(III)-Oxid gebunden. Die fehlende Korrelation mit Fe(III)-Oxid in den Becken Phragmites I und Typha kann auf deren zeitweise Behandlung mit Strohperkolat in den Vorversuchen von SCHULTZ-HOCK (1994) zurückgeführt werden, die nicht den Filter Phragmites II betrafen. So berichten WELP et al. (1983), daß erhöhte Gehalte an löslichen organischen Substanzen in Böden, wie sie von REENTS und WIECHMANN (1981) nach Strohdüngung eines Ackerbodens beschrieben wurden, oft zur einer erhöhten Phosphatlöslichkeit führen. Sie führen dies auf verschiedene Mechanismen zurück. Durch Zugabe von DOC treten nach HERMS und BRÜMMER (1978) vermehrt anaerobe Bedingungen auf. Als Folge von Fermentationsvorgängen anaerober Mikroorganismen und unvollständigen Abbaus organischer Substanz entstehen erhöhte Gehalte organischer Komplexbildner, die zusammen mit einer Reduktion phosphathaltiger Fe(III)-Oxide eine erhöhte Phosphatlöslichkeit und -verfügbarkeit bewirken (WELP et al. 1983). Phosphat muß auf diese Weise in

den Vorversuchen vom Fe gelöst worden sein. Phosphat und Fe wurden anschliessend, sofern Fe nicht in reduzierter Form durch Sulfide festgelegt wurde, ausgeschwemmt. Dies wird auch durch den Gesamtphosphat-Gehalt des Bodens zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen belegt, der im Becken Phragmites II mit durchschnittlich $56 \text{ g P}_{\text{ges}}/\text{m}^2$ gegenüber den mit Strohperkolat behandelten Becken Phragmites I ($34 \text{ g P}_{\text{ges}}/\text{m}^2$) und Typha ($48 \text{ g P}_{\text{ges}}/\text{m}^2$) noch ca. sieben Jahre nach Beendigung der Dosierung deutlich erhöht war.

Da die Filter im Befruchtungsversuch nicht vollständig abgesättigt wurden, wurde die Phosphataufnahmekapazität des Bodens im Batchversuch bestimmt. Die Versuche ermöglichten die Unterscheidung von Adsorption und mikrobieller Phosphataufnahme (vgl. Kap. IV-3.3).

Die Adsorptionskapazität des Bodens der AMOVA-Becken unterschied sich im Batchversuch weder nach Pflanzenspezies noch nach Behandlungsweise der Filter, d.h. Art der Phosphatadsorption. Phosphat wurde unter oxischen Bedingungen bis zu einer Kapazität von durchschnittlich $2,3 \text{ g P}/\text{m}^2$ vom Bodensubstrat jedes Filters adsorbiert. Hierbei betrug die Kapazität des Bodenskelettes $1,9 \text{ g P}/\text{m}^2$, die des Feinsubstrats $0,4 \text{ g P}/\text{m}^2$. Ergebnisse zur Phosphatadsorption durch vergleichbares kiesiges Bodensubstrat veröffentlichten bisher nur MANN und BAVOR (1993). Sie führten Untersuchungen zur Phosphatretention bei der weitergehenden Abwasserreinigung in Helophytenfiltern durch. In begleitenden Batchversuchen zeigten sie, daß während der ersten zwei Jahre Betriebszeit Phosphat im wesentlichen durch Adsorption zurückgehalten wurde. Die Autoren bestimmten eine Kapazität des Bodenskelettes von 26 bis 48 µg P/g TS , die im Vergleich mit den vorliegenden Untersuchungen deutlich erhöht war (16 µg P/g TS). Dies könnte einerseits dadurch bedingt sein, daß MANN und BAVOR (1993) die Adsorption zu Beginn der Betriebszeit untersuchten, die der AMOVA-Systeme aber erst nach mehrjähriger Laufzeit bestimmt wurde. Andererseits war die von den Autoren gewählte Belastung mit 30 mg P/l um den Faktor 150 erhöht.

Unter den oxischen Bedingungen des Batchversuches war die Adsorptionskapazität des Bodens zwar unabhängig von der Art der Adsorption. Für natürliche Bedingungen im Helophytenfilter gilt dieses jedoch nicht, da hier neben oxischem auch anoxisches und anaerobes Milieu vorliegt. An Fe(III)-Oxide gebundenes Phosphat kann sich infolgedessen lokal solubilisieren. So wurde auch die Fe(III)-Oxid-Anreicherungszone im Boden des Beckens Phragmites II, die vor

Phosphatzugabe gefunden wurde, nach der Befruchtung nicht mehr detektiert (vgl. Kap. IV-4.2). Auch im Batchversuch wurde unter anaeroben Bedingungen nur durch Boden des Beckens Phragmites II Phosphat freigesetzt, da dieser Fe(III)-Oxid-gebundenes Phosphat enthielt (vgl. Kap. IV-4.2, Abb. IV.32). Bei einer Fe-vermittelten Phosphatfestlegung ist die Kapazität des Bodens demnach unter Umständen im Verhältnis zur Organik-vermittelten Phosphatfestlegung vermindert. Damit ist besonders während der Vegetationsperiode zu rechnen, wenn infolge dissimilatorischen Sauerstoffverbrauchs das Redoxpotential im Bodenkörper absinkt.

Die maximale Kapazität beider Arten der Adsorption war mit $2,3 \text{ g P/m}^2$ im Verhältnis zur untersuchten Belastung von $2,8 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$ gering. Sie ist demnach für die langfristige Phosphatretention unbedeutend, kann aber in Helophytenfiltern dennoch ein wichtiger Puffer zum Auffangen von Stoßbelastungen sein.

Mikrobielle Phosphataufnahme

Der Anteil der Adsorption durch das Feinsubstrat betrug im Batchversuch mit $0,4 \text{ g P/m}^2$ weniger als der im Befruchtungsversuch aufgenommene (vgl. Kap. IV-3.3.1.1). Eine Adsorption oder die mögliche Präzipitation mit kationischen Gegenionen (die im Batchversuch durch regelmäßigen Austausch der Lösung denkbar gewesen wäre) reichten infolgedessen nicht aus, um das Phosphatretentionsvermögen der AMOVA-Systeme allein zu erklären. Im Gegensatz hierzu folgerte RICHARDSON (1985) nach zahlreichen Untersuchungen verschiedenartiger "Wetlands", daß das Phosphatretentionsvermögen nur durch Bestimmung des Anteils phosphatadsorbierenden schlecht kristallinen Al- und Fe(III)-Oxids abgeschätzt werden könnte. Ebenso beschrieben COOKE et al. (1992) für ein mit Kläranlagenablauf gespeistes "Wetland" neben der organischen Festlegung im Einlaufbereich die Phosphatrückhaltung als Funktion der Präzipitation mit einströmendem Fe(III) im übrigen Teil des Systems.

Das Feinsubstrat der AMOVA-Becken nahm im Batchversuch nicht nur weniger Phosphat als im Befruchtungsversuch auf, sondern es setzte nach Erreichen der maximalen Aufnahmekapazität sogar Phosphat frei. Unter oxidischen Bedingungen bei konstantem pH-Wert war eine Rücklösung anorganisch festgelegten Phosphats unmöglich. Grund der Freisetzung war daher vermutlich die mikrobielle Phosphatabgabe bei zunehmendem Nährstoffmangel, denn bei Zugabe von DOC folgte der Phosphatfreisetzung eine erneute Aufnahme.

Auch in Untersuchungen von WAARA et al. (1993) bewirkte die Zugabe von Glucose zu suspendierten Seesedimenten eine Aufnahme von Phosphat im Batchversuch, das bei anschließender Extraktion in der NaOH-löslichen Fraktion des Sedimentes nachgewiesen wurde. WAARA et al. setzten die NaOH-lösliche Fraktion mit mikrobieller Phosphatspeicherung gleich. In den vorliegenden Untersuchungen fand sich nach Phosphatbefruchtung der AMOVA-Systeme ebenfalls eine Korrelation zwischen dem Anstieg des Gesamtposphat-Gehaltes im Feinsubstrat und dessen Gehalt an NaOH-löslichem organischen Kohlenstoff. Auch JENSEN und KROGSTAD (1988) fanden in einem Helophytenfilter höhere Phosphataufnahmeraten als im Adsorptionsversuch. Sie wiesen im Boden der mit Abwasser gespeisten Filter vermehrt Partikel von 10 bis 20 µm Durchmesser sowie größere von bis zu 100 µm nach, die mikrobiellen Ursprungs sein könnten. Von den Autoren konnten aber nur die größeren Partikel als schalenbildende Amöben der Klasse *Filisia* spezifiziert werden.

Durch Wurzeln ausgeschiedener DOC steht als Nährstoff für heterotrophe Mikroorganismen in den AMOVA-Systemen im Jahresverlauf nur im Frühjahr und Sommer in quantitativ bedeutsamen Mengen zur Verfügung. SCHULTZ-HOCK (1994) berechnete die Abgabe schilfbürtigen DOC's in den AMOVA-Becken indirekt über die Menge denitrifizierten Nitrats. Hiernach betrug die Freisetzung in der Wachstumsphase ca. 90 g DOC/m² und sank im Herbst und im Winter auf vernachlässigbar geringe Werte ab. Nitrat wurde infolgedessen nur in der Wachstumsperiode denitrifiziert. Gleiches wurde in den vorliegenden Untersuchungen beobachtet.

Berücksichtigt man, daß mikrobiell gespeichertes Phosphat unter anhaltenden Nährstoffmangelbedingungen zum Teil freigesetzt wird, so wird während der Vegetationsperiode von Mikroorganismen inkorporiertes Phosphat, sofern es bei anaerobem Milieu im Sommer nicht ohnehin schon zum Teil wieder abgegeben wurde, in den AMOVA-Becken im Herbst und Winter erneut freigesetzt. Nach BARSDATE und PRENTKI (1974) erhöhen Bakterien abweidende Protozoen zusätzlich die Freisetzung gespeicherten Phosphats. Im Batchversuch setzte infolgedessen das im Frühjahr 1995 gewonnene Feinsubstrat der Becken Typha und Phragmites I bei viertägiger Versuchsdauer unter anaeroben Bedingungen kein Phosphat frei, da von Mikroorganismen zusätzlich gespeichertes Phosphat wahrscheinlich bereits im Winter vor Gewinnung des Bodensubstrates abgegeben wurde.

Nach den o.g. Ausführungen unterliegt der mikrobielle Phosphatpool im Helophytenfilter einem regenerativen Jahreszyklus. Da man bei der Phosphatelimination aber von einer mehrjährigen Betriebsweise ausgeht, ist die Phosphataufnahme der Mikroorganismen in bezug auf die Rückhaltekapazität der AMOVA-Becken daher ohne wesentliche Bedeutung.

Auch ein quantitativ bedeutender, mikrobiell vermittelter Phosphor-Austrag in Form von Phosphin konnte in den AMOVA-Becken ausgeschlossen werden, denn bei Bilanzierung der Systeme lagen die Wiederfindungsraten des zudosierten Phosphats, mit Ausnahme des Beckens *Phragmites* II, bei dem die räumliche Ausdehnung der Phosphatanreicherungszone im Boden nicht hinreichend abgeschätzt werden konnte, bei 105 bis 109 %.

1.1.2 Vegetation

Die Phosphataufnahmerate der Vegetation wird durch den Biomasseertrag und dessen spezifischen Phosphatgehalt bestimmt. Da der 'Standing Crop' in den AMOVA-Vegetationen in den Jahren vor dieser Arbeit nicht ermittelt wurde, konnte ein erhöhter Biomasseertrag durch vermehrte Nährstoffzufuhr, wie er von BOYD und HESS (1970) beschrieben wurde, im Befruchtungsversuch nicht bestimmt werden. Ein Anstieg durch eine Belastung mit $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ war aber aufgrund der Untersuchungen von BJÖRK (1967) ohnehin sehr unwahrscheinlich. BJÖRK (1967) konnte zeigen, daß eine zeitweise erhöhte Zufuhr von Nährstoffen ein nachhaltiges verstärktes Wachstum von *Phragmites australis* zur Folge hatte. Schon in der mehrjährigen Laufzeit vor dieser Arbeit wurden die AMOVA-Systeme mit bis zu $22 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ gedüngt (vgl. Kap. III), so daß der Phosphatpool der Pflanzen bei anschließender Belastung mit $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ sehr wahrscheinlich noch ausreichend abgesättigt war. Ein zusätzlicher Hinweis auf die Absättigung war der Gesamtposphat-Gehalt der Sprosse, der in den vorliegenden Untersuchungen bis zum Beginn der Seneszenz nach Blüte über dem von KADLEC und KADLEC (1978) angegebenen untersten wachstumsbegrenzenden, kritischen Phosphatgehalt von 0,07 % P/TS lag.

Der Rhizomkörper von *Phragmites australis* nimmt nach den in Kapitel IV-3.1 ermittelten Raten mit $0,8$ bis $1,1 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ebenso viel Phosphat auf wie der von *Typha latifolia*. Die Sprosse des Schilfes speichern aber mehr Phosphat als die des breitblättrigen Rohrkolbens (Tab. V.1).

Tab. V.1: Phosphataufnahmerate der Vegetationen der AMOVA-Systeme in g P/m²·a.

	P-Aufnahmerate (g P/m ² ·a)	
	unterirdisch	oberirdisch
Typha	0,8	0,9
Phragmites I	0,8	1,3
Phragmites II	1,1	1,7

Wie in Kap. IV-2.4.1 beschrieben, ist der hier angesprochene Unterschied hauptsächlich im artspezifisch höheren Biomasseertrag von *Phragmites australis* begründet. Hierbei ist die Phosphataufnahmerate der Vegetation im Becken Phragmites I mit 1,3 g P/(m²·a) gegenüber der des Beckens Phragmites II vermindert (1,7 g P/m²·a), obwohl der Biomasseertrag dieses Filters im Verhältnis durch Strohperkolatgabe erhöht ist (vgl. Kap. IV-2.4.1). Das erhöhte Wachstum der Pflanzen durch Strohperkolat führt demnach nicht zu einer vermehrten Phosphatspeicherung, sondern zu dessen Verminderung.

Berücksichtigt man den Input von 2,8 g P/(m²·a), so beträgt die Aufnahmeleistung der pflanzlichen Gesamtbiomasse im Typhabecken 61 % und in den Phragmites-filtern 79 bis 100 % des zugeführten Phosphats. Wie die interne erhöhte Belastung (17,6 g P/m²·a) durch Auflösung einer Fe(III)-Oxid-assoziierten Phosphatkonkretion im Becken Phragmites II zeigte, kann die Phosphataufnahme der Vegetation auch noch gesteigert werden. Durch die Belastung erhöhte sich die Phosphatretentionsrate des Rhizomkörpers im betroffenen Beckenbereich auf 2,7 g P/(m²·a). Im Verhältnis zur erhöhten Belastung entsprach dies jedoch nur ca. 15 % Rückhaltung.

Auch bei einer hohen Phosphataufnahmerate in den pflanzlichen Pool ist seine Netto-Retention aber nach 13-jähriger Betriebszeit gemäß dem Turnover der Biomasse unter natürlichen Bedingungen sehr wahrscheinlich erschöpft (vgl. Kap. IV-3.1).

1.2 Nachhaltige Phosphatretention

Auch wenn die Vegetation im natürlichen Helophytenfilter direkt nur kurzzeitiger Phosphatspeicher ist, dienen die Pflanzen bei der nachhaltigen Phosphatretention indirekt als Lieferanten von Biomasse für den Schnitt (JOHNSTON 1993, KADLEC und KNIGHT 1996). Sie sind ferner die Quelle, aus der die langlebigen Humuskomponenten des Feinsubstrats im Boden hervorgehen.

1.2.1 Pflanzenmahd

Die in den oberirdischen Sprossen festgelegte Phosphatmenge durchläuft einen annuellen Zyklus. Hierbei nimmt der Gesamtposphat-Vorrat bis zum Erreichen eines Maximums im Sommer/Frühherbst zu und sinkt anschließend infolge der Seneszenz der Sprosse wieder ab (vgl. Kap. IV-2.4.1). Je nach Wahl des Zeitpunktes kann daher durch Mahd verschieden viel Phosphat entfernt werden.

Nach OSTENDORP (1993) kann die Pflanzenmahd entweder während der Wachstumsperiode ("Grünschnitt") oder im Herbst/Winter ("Winterschnitt") durchgeführt werden. Der Schnitt muß in jedem Fall oberhalb des Wasserspiegels erfolgen, um ein Eintreten des Wassers in die Sprosse und das Absterben der Rhizome infolge von Anaerobiose zu vermeiden. In Helophytenfiltersystemen wie denen der AMOVA erübrigt sich dieses Problem, da der Wasserspiegel ohnehin unterhalb der Bodenkante liegt.

Der "Grünschnitt" bietet den Vorteil, daß die Biomasse zum Zeitpunkt der maximalen Phosphatspeicherung geerntet wird. In den AMOVA-Vegetationen hätten auf diese Weise durch *Typha latifolia* 3,3 g P/(m²•a) und durch *Phragmites australis* 4,5 bis 6,1 g P/(m²•a) entfernt werden können. Das im Versuch ermittelte Phosphatmaximum ist in beiden Spezies im Vergleich mit dem natürlicher Standorte erhöht. Im Verhältnis zu anderen künstlichen Systemen ist der Phosphatvorrat in *Typha latifolia* vermindert. In *Phragmites australis* erreicht er vergleichbare Maxima (Tab. V.2).

Tab. V.2: Maximaler Phosphatgehalt der oberirdischen Biomasse der AMOVA-Becken 1995 im Vergleich mit anderen Standorten: *DYKYJOVA und KVET (1978); **ESTEVEZ (1978) statt *Typha latifolia* wurde *Typha angustifolia* untersucht; ***RODEWALD-RUDESCU 1974; ****REDDY und DeBUSK (1987)

	maximale P-Speicherung (g P/m ² ·a)	
	<i>Typha latifolia</i>	<i>Phrag. australis</i>
AMOVA 1995	3,3	4,5 - 6,1
natürliche Standorte		
Opatovicky Fischteich*	-	4,0
Schöhsee**	2,0	1,1
künstliche Standorte		
Schilfrohr-Kultur***	-	2 - 8
allg. Spanne P-Gehalt****	4,5 - 37,5	1,4 - 5,3

Bei einer Belastung von 2,8 g P/(m²·a) könnten demnach durch "Grünschnitt" bei maximaler Phosphatspeicherung die zugeführte Phosphatfracht nicht nur vollständig entfernt, sondern dem System mit der oberirdischen Biomasse von *Typha latifolia* zusätzlich 0,5 g P/(m²·a) mit der von *Phragmites australis* zusätzlich 1,7 bis 3,3 g P/(m²·a) entzogen werden. Die im Versuch zurückgehaltenen 2,6 g P/(m²·a) entsprachen jedoch der durch das Gesamtsystem maximal entfernbaren Phosphatmenge aus der wässrigen Phase, da die hydraulische Belastung der Helophytenfilter bei gegebener Konzentration nicht weiter erhöht werden konnte (vgl. Kap. IV-2.1.2). Ein "Grünschnitt" würde demnach nicht nur zur Phosphatelimination aus dem Wasser, sondern sogar zur Phosphatverarmung innerhalb des Helophytenfiltersystems und retardiertem Pflanzenwachstum führen. Zusätzlich würde durch die Mahd die Rückverlagerung photosynthetisch entstandener Kohlenhydrate in die Rhizome verhindert (WALLSTEN 1983). Dies würde den Wurzelstock schwächen, was nach GUNATILAKA (1984) sogar bis zum vollständigen Zusammenbruch der Bestände führen könnte.

In *Phragmites*- und *Typha*-Gesellschaften ist somit der jährliche "Grünschnitt" zur nachhaltigen Phosphatentfernung zwar kurzfristig sehr effektiv, langfristig aber ungeeignet. Untersuchungen zur Phosphatentfernung durch "Grünschnitt" geeigneterer Spezies, wie des Grases *Phalaris spec.*, zeigten unter Laborbedingungen hingegen keine Schädigung der Pflanzen (ADLER et al. 1996). Untersuchungen im technischen Maßstab stehen zur Zeit noch aus.

Obwohl ein annueller "Grünschnitt" Helophyten schädigt, ist über die Folgen einer Mahd in mehrjährigen Zeitabständen nichts bekannt. Eine Schädigung des Schilfes bei Winterschnitt ist nach OSTENDORP (1988) jedoch innerhalb

weniger Jahre reversibel. Es wäre daher denkbar, die Vegetationen in z.B. dreijährigen Zeitabständen in der Weise zu mähen, daß jedes Jahr ein Drittel des Gesamtbestandes mittels "Grünschnitt" geerntet würde. Dies entspräche einem Phosphataustrag von $1,1 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ im Typhabecken sowie 1,5 bis $2 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ in den Phragmitesfiltern und wäre mit der Leistungsfähigkeit eines regelmäßigen Winterschnittes vor Frost vergleichbar (vgl. Tab. V.3). Zusätzlich würde sich ein nur teilweiser Schnitt des Bestandes im Verhältnis zur regelmäßigen Mahd unter naturschützerischen Gesichtspunkten positiv auf die Schilfbiozönose auswirken. Da die Folgen eines unregelmäßigen Grünschnittes jedoch bisher nicht untersucht wurden, wurde diese mögliche Verfahrensweise in den weiteren Betrachtungen nicht näher berücksichtigt.

Der "Winterschnitt" bietet den Vorteil einer Entfernung der Sprosse im stark seneszenten oder abgestorbenen Zustand. Dies entspricht einem Stadium, in dem der Schnitt selbst keine negativen Auswirkungen auf die Vitalität der Pflanzen besitzt.

Verstärkte Seneszenz führte jedoch über Leaching und Phosphatrückverlagerung in die Rhizome im Versuch schon bis November zu einer Reduzierung der durch Sprosse entfernbaren Phosphatmenge. Durch "Winterschnitt" vor Beginn der Nachtfröste im November konnten daher im Typhabecken nur $0,9 \text{ g P}/\text{m}^2$, in den Phragmitesfiltern 1,3 bis $1,7 \text{ g P}/\text{m}^2$ entfernt werden. Dies entspricht nur noch 21 bis 38 % des Höchstwertes. Die Rückhaltequote durch annuelle Mahd verminderte sich bei einer Belastung von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ infolgedessen auf 32 bis 61 %.

Wird Schilf vor Einbruch der Frostperiode im Winter großflächig geschnitten, kommt es nach RODEWALD-RUDESCU (1974) und OSTENDORP (1988) durch Bodenverdichtung zu einer Schädigung der Rhizome und zu Bestandsausfällen, da die Erntemaschinen in der Regel Raupenfahrzeuge sind. Erst bei gefrorenem Boden oder einer geschlossenen Eisdecke ist daher die großflächige Mahd möglich. Bei den ersten Nachtfrösten wirft *Phragmites australis* jedoch den größten Teil der Blätter ab (OSTENDORP 1993). Gleichzeitig reduziert sich der Phosphatgehalt der Rispen durch Samenflug während der Herbststürme. *Typha latifolia* verliert im Gegensatz hierzu nicht die Blätter, sondern ausschließlich Samen durch Auflösung der Kolben im Winter. Nach Einsetzen der Frostperiode vermindert sich also der Phosphataustrag durch Pflanzenmahd je nach Spezies verschieden stark.

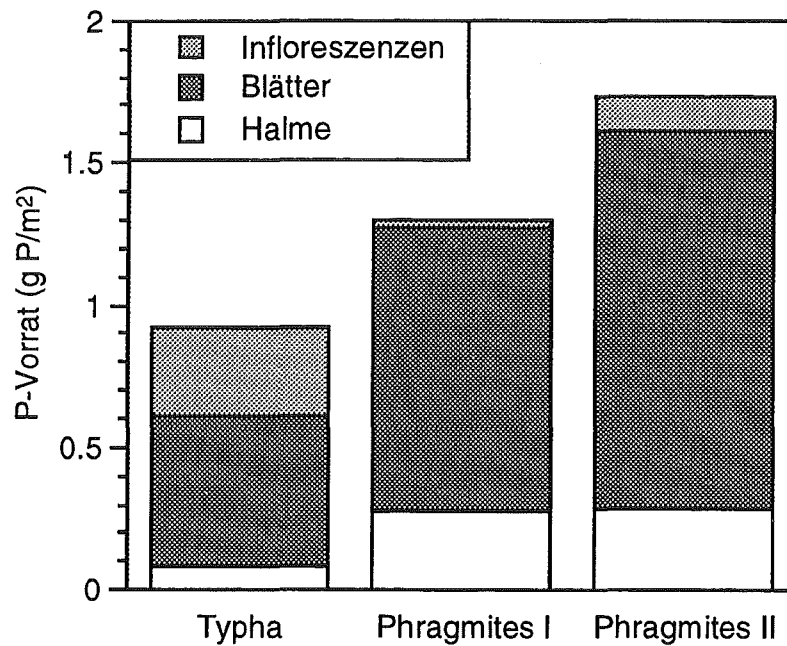


Abb. V.1: Verteilung des Gesamtphosphat-Vorrates in der oberirdischen Biomasse der AMOVA-Vegetationen in g P/m² (Nov. 1995)

Betrachtet man den in der oberirdischen Biomasse der AMOVA-Vegetationen festgelegten Phosphatvorrat im November 1995 (vor Beginn der Nachtfröste), so finden sich in den Infloreszenzen von *Typha latifolia* 0,3 g P/m² und von *Phragmites australis* 0,03 bis 0,1 g P/m² (Abb. V.1). In *Phragmites australis* betrug der Phosphatvorrat der Blätter 1 bis 1,3 g P/m². Würden die Infloreszenzen jeder Vegetation und die Blätter von *Phragmites australis* vor der Mahd Jahreszeit bedingt durch Frost- und Windeinwirkung vollständig auf den Boden der AMOVA-Becken abgeworfen, würde in den Phragmitesbecken mit 0,3 g P/(m²·a) weniger Phosphat durch annuellen Schnitt entfernt werden als im Typhabecken (0,6 g P/(m²·a)). Auf dem Boden der Phragmitesbecken akkumulierten jedoch nur ca. 50 % der Blätter und Infloreszenzen. Der Wind trug den übrigen Teil wahrscheinlich aus den Becken (vgl. Kap. V-1.2.3). Die so entfernte Biomasse ist gleichwertig mit einer Elimination durch Mahd. Infolgedessen erhöht sich der Phosphataustrag bei regelmäßigem "Winterschnitt" durch Windeinwirkung in Phragmites I um 0,5 auf 0,8 g P/(m²·a), in Phragmites II um 0,7 auf 1,0 g P/(m²·a). Analog erhöht der Samenauswurf im Typhabecken die Rate von 0,6 auf 0,8 g P/(m²·a). Bei einer Belastung von 2,8 g P/(m²·a) würden durch annuellen "Winterschnitt" nach Frosteinwirkung folglich 29 % bis 36 % der zugeführten Phosphatmenge aus den Becken nachhaltig entfernt. Im Vergleich mit den anderen Ernteverfahren werden demnach nur noch geringe Mengen

Phosphat eliminiert (Tab. V.3). Sie lassen daher nach OSTENDORP (1993) auch diese Form der kosten- und energieaufwendigen Mahd fragwürdig erscheinen.

Tab. V.3: Vergleich des Phosphataustrages aus den AMOVA-Systemen bei verschiedenen Verfahren der Pflanzenmahd (gemittelt nach dem Biomasseertrag 1995)

	P-Austrag durch Pflanzenmahd (g P/m ² •a)		
	Typha	Phragmites I	Phragmites II
"Grünschnitt"	3,3	6,1	4,5
"Winterschnitt" vor Frost	0,9	1,3	1,7
"Winterschnitt" nach Frost	0,6	0,3	0,3
<u>Blatt- und Samenflug</u>	<u>0,2</u>	<u>0,5</u>	<u>0,7</u>
Σ	0,8	0,8	1,0

1.2.2 Intermediäre Phosphatspeicherung in der Streuauflage

Stirbt die oberirdische Biomasse ab, so akkumuliert sie zunächst vorübergehend in der Streuauflage, sofern sie nicht durch Mahd entfernt oder vom Wind ausgetragen wird.

Das Typhabecken enthielt bei "Winterschnitt" nach Einsetzen der Frostperiode keine Streuschicht (vgl. Kap. IV-2.3.2.2.1). In den Phragmitesbecken reicherten sich ca. 0,8 g P/(m²•a) an, was nach den Berechnungen in Kap. V-1.2.3 etwa 50 % der Blätter und Infloreszenzen entsprach. In diesen wurden jedoch pro Vegetationsperiode nur ca. 0,6 g P/(m²•a) festgelegt (vgl. Abb. V.1). Die Differenz zwischen Phosphatspeicherung in Biomasse und Streuauflage bestätigte die bereits in Kapitel IV-3.2 beschriebene Vermutung, nach der die Größe des Phosphatpools in der Streuauflage nur bedingt abgeschätzt werden konnte. Nach der allgemeinen Abschätzung von JOHNSTON (1993) besitzen die Pflanzen (0,1 bis 2,0 g P/m²•a) und die Streuauflage (0,05 bis 2,5 g P/m²•a) in "Wetlands" jedoch ungefähr gleiche Phosphataufnahmeraten. Die im Ergebnisteil ermittelte Retentionsrate der Streuauflage wurde daher der in Blättern und Infloreszenzen gespeicherten Phosphatmenge von 0,6 g P/(m²•a) angeglichen. Obwohl nach RICHARDSON und NICHOLS (1985) bei der Destruktion zwischen 35 und 75 % des ursprünglich enthaltenen Phosphats aus der pflanzlichen Biomasse freigesetzt wird, verließ dieses in den vorliegenden Untersuchungen

somit nicht unmittelbar die Streuschicht, wie es z.B. durch Auswaschung mit Niederschlägen möglich gewesen wäre. Das freigesetzte Phosphat wurde möglicherweise von den Destruenten als Nährstoffquelle direkt wieder aufgenommen und drang erst bei vollständiger Zersetzung als Feinsubstrat in den Mineralboden ein.

Auch für andere Verfahrensweisen wurde im folgenden davon ausgegangen, daß sich die in den betreffenden Pflanzenteilen gespeicherte Phosphatmenge und die der Pflanzenreste bei Akkumulation in der Streuschicht ungefähr entsprachen.

Ohne Mahd akkumulierten demnach abzüglich der durch Wind ausgetragenen Biomasse (vgl. Kap. V-1.2.3) im Typhabecken 0,7 g P/(m²·a) und in der Streuauflage der Phragmitesfilter 0,8 bis 1,0 g P/(m²·a). Bei Mahd vor Beginn der Nachfröste käme es in keinem der Becken zu einer Streubildung, da die oberirdischen Sprosse der Pflanzen vollständig ausgetragen würden (Tab. V.4).

Tab. V.4: Vergleich der Phosphataufnahmeraten durch Streuauflage in den AMOVA-Systemen bei verschiedenen Verfahren der Pflanzenmahd

	P-Speicherung in der Streuauflage (g P/m ² ·a)		
	Typha	Phragmites I	Phragmites II
Winter-Mahd (vor Frost)	0	0	0
Winter-Mahd (nach Frost)	0	0,6	0,6
Gesamte P-Menge in Streu	0,9	1,3	1,7
<u>Austrag durch Wind</u>	<u>-0,2</u>	<u>-0,5</u>	<u>-0,7</u>
Ohne Mahd Σ	0,7	0,8	1,0

1.2.3 Akkumulation von Boden

Ohne Mahd wird alles pflanzliche Gewebe nach dem Absterben im Helophytenfilter zu phosphathaltigem Bodensubstrat zersetzt, das aufgrund der langen Turnover-Zeit im System akkumuliert.

Durch den Schnitt wurden maximal 0,3 bis 0,6 g P/m² aus den Becken ausgetragen. Die durch Bodenbildung gespeicherte Phosphatmenge war infolgedessen im Verhältnis zum ungeschnittenen Bestand etwas vermindert. Die Phosphatanreicherung durch die Akkumulation von Boden betrug im Typha-becken 0,9 g P_{ges}/(m²•a) sowie in den Filtern Phragmites I und II 0,4 bzw. 1,3 g P_{ges}/(m²•a). Alle Rückhalteraten basierten auf einer Huminstoff/Organik-vermittelte Phosphatfestlegung. Nur bei der erhöhten Rückhalterate im Filter Phragmites II trat die instabile Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung hinzu (vgl. Kap. V-1.1.1). Fe(III)-Oxid-assoziiertes Phosphat erwies sich im Befruchtungsversuch allerdings als instabil und wurde im Feinsubstrat abgereichert.

Geht man davon aus, daß die Organik-vermittelte Phosphatfestlegung im Filter Phragmites II analog der etwas höheren Phosphatspeicherung in den Sprossen im Verhältnis zum Filter Phragmites I etwa 0,6 g P/(m²•a) betrug, so entsprach der Anteil der Fe-vermittelten Akkumulation im Feinsubstrat des Beckens Phragmites II 0,7 g P/(m²•a). Etwa die Hälfte des Phosphats wäre demnach im Feinsubstrat in instabiler Form festgelegt worden, so daß die ermittelte Gesamtrate von 1,3 g P/(m²•a) die nachhaltige Rückhalterate um ca. 100 % überschätzen würde.

Trotz des höheren Biomasseertrages in den Phragmitesvegetationen lag die Rückhaltung durch nachhaltige Bodenakkumulation in beiden Filtern mit 0,4 bis 0,6 g P/(m²•a) unter der des Typhabeckens (0,9 g P/(m²•a)). Gründe hierfür sind einerseits der Abwurf der Blätter von *Phragmites australis* im Winter. Hierbei fielen die Blätter nicht ausschließlich auf die Bodendecke der nur 1,5 m breiten AMOVA-Becken, sondern wurden zum Teil durch Wind ausgetragen.

Das organische Bodensubstrat im Typhabecken entstammte der unterirdischen Biomasse, deren Zuwachs ca. 0,8 g P_{ges}/(m²•a) betrug, sowie jenem Teil der Fruchtstände, der durch Wind in die Becken eingetragen wurde. Die Blätter, Sproßachsen und der Rest der Infloreszenzen wurden durch Schnitt entfernt. Nimmt man einen Eintrag der Infloreszenzen im Typhabecken von 50 % entsprechend 0,2 g P_{ges}/(m²•a) an, führte eine pflanzliche Biomasse von *Typha*

latifolia entsprechend etwa $1,0 \text{ g P}_{\text{ges}}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ zu einer Bodenbildung von ca. $0,9 \text{ g P}_{\text{ges}}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$.

Diese Hochrechnung gilt unter der Voraussetzung, daß sich Stengel und Rhizome gleich stark zersetzen. Da sich die Rhizome hauptsächlich oberhalb des Wasserspiegels befanden, ist eine gleichwertige Zersetzung wahrscheinlich. Geht man davon aus, daß die Biomasse von *Phragmites australis* und *Typha latifolia* in gleicher Weise mineralisiert wurde, so läßt sich die Anreicherung von Boden in Phragmites I auf $0,5 \text{ g P}_{\text{ges}}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und in Phragmites II auf $0,8 \text{ g P}_{\text{ges}}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ pflanzliche Biomasse zurückführen. Da die Halme meist durch Schnitt zu Beginn jeder folgenden Vegetationsperiode entfernt wurden, beruht die Phosphatakkumulation hauptsächlich auf abgefallenen Blättern und Samen. In den Phragmitesbecken entspricht dies ca. 50 % der pro Vegetationsperiode gebildeten Blätter und Infloreszenzen (vgl. Kap. V-1.2.2). Die andere Hälfte wurde demnach durch Wind ausgetragen.

Zweiter Grund für die niedrigere Phosphatspeicherung durch Bodenakkumulation in den Phragmitesbecken ist die verschiedene Turnover-Zeit des Wurzelstockes beider Spezies. Während im Typhabecken durch den zweijährigen Turnover der Gesamtvegetation das organische Bodensubstrat aus ober- und unterirdischer Biomasse gebildet wurde, bestand das Bodensubstrat der Phragmitesfilter fast ausschließlich aus den Rückständen oberirdischer Biomasse (Turnover 0,9 Jahre), da sich erst zu Beginn der vorliegenden Untersuchungen nach 13-jähriger Betriebszeit die ältesten Rhizome durch ihre der Betriebszeit entsprechenden Turnover-Zeit zu zersetzen begannen. In beiden Phragmitesbecken müssen sich daher die Bodenakkumulationsraten mit steigender Betriebszeit weiter erhöhen. Da sich auch das Rhizom von *Phragmites australis* in drei von vier in der Arbeit entnommenen Bodenprofilen hauptsächlich oberhalb des Wasserspiegels befand, kann man auch hier davon ausgehen, daß es sich wie bei *Typha latifolia* gleichwertig den oberirdischen Sprossen zersetzt. Berücksichtigt man den durch Zersetzung der oberirdischen Sprosse pro Jahr akkumulierten Phosphatvorrat und errechnet die entsprechend dem jährlichen Biomassezuwachs des Rhizomkörpers bei deren Zersetzung akkumulierte Phosphatmenge, so erhöht sich die Organik-vermittelte Phosphatrückhalterate in Phragmites I auf $1,1 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und in Phragmites II auf $1,5 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und übertrifft gemäß dem artspezifisch höheren Biomasseertrag die des Typhafilters ($0,9 \text{ g P}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$).

Würden die AMOVA-Becken nicht wie in der vorliegenden Betriebsweise mit "Winterschnitt" nach Einsetzen der Nachtfröste, sondern mit einer Mahd vor der Frostperiode betrieben, so sanken die Bodenakkumulationsraten in den Phragmitesbecken von 1,1 bis 1,5 auf 0,7 bis 0,9 g P/(m²•a) ab. Sie unterschieden sich nicht mehr signifikant von der des Typhafilters (0,7 g P/m²•a), da das organische Bodensubstrat fast ausschließlich durch den Rhizomkörper gebildet würde, dessen Phosphatspeichervermögen nicht artspezifisch differierte (vgl. Kap. V-1.2.1).

Bei einem Betrieb ohne Pflanzenmahd stiegen sie hingegen gemäß der höchstmöglichen Bodenbildung auf maximale Akkumulationsraten von 1,1 g P/(m²•a) im Typhabecken und 1,3 bis 1,7 g P/(m²•a) in den Phragmitesfiltern an. Im Vergleich mit natürlichen Standorten liegen die Raten der Phosphatretention mit Ausnahme des Typhabeckens über den von anderen Autoren angegebenen Raten (Tab. V.5). Möglicher Grund hierfür ist die höhere maximal gespeicherte Phosphatmenge in den Sprossen der AMOVA-Vegetationen im Vergleich mit natürlichen Systemen (vgl. Kap. V-1.2.1), die eine erhöhte Phosphatanreicherung im Boden bewirkt haben könnte.

Tab. V.5: Phosphatrückhalteraten durch Akkumulation des Feinsubstrats in den AMOVA-Systemen ohne Pflanzenmahd im Vergleich mit natürlichen Standorten

Wetland	P-Rückhalterate durch Akkumulation des Feinsubstrats (g P/m ² •a)
AMOVA	
Typha	1,1
Phragmites I	1,3
Phragmites II	1,7
Allgemein	
JOHNSTON (1993)	0,04 - 1,1
Gemäßigtes Klima	
NICHOLS (1983)	0,05 - 0,22
RICHARDSON (1985)	0,01 - 0,24
Tropisches Klima	
REDDY (1993)	0,54 - 1,14

2 Leistungsfähigkeit der AMOVA-Systeme als Phosphatsenke

Die Summe aus den Kapazitäten der kurzzeitigen und nachhaltigen Speicher sowie der nachhaltigen Phosphatentfernung durch Pflanzenschnitt bestimmt die Leistungsfähigkeit der AMOVA-Systeme. In der folgenden Tabelle sind die errechneten Raten für die Belastung von 2,8 g P/(m²·a) in der Übersicht zusammengestellt.

Tab. V.6: Phosphataufnahmeraten der Speicherkompartimente der AMOVA-Systeme bei einer Belastung von 2,8 g P/(m²·a)

Flux je Kompartiment	P-Aufnahme je Becken (g P/m ² ·a)			ungefähre Turnover-Zeit (a)
	Typha	Phrag I	Phrag II	
kurzzeitige Retention				
Vegetation				
unterirdisch	0,8	0,8	1,1	2 (Typha), 13 (Phrag) 0,9
oberirdisch - ohne Mahd	0,9	1,3	1,7	
Streuauflage				
ohne Mahd	0,7	0,8	1,0	2
Winter-Mahd (nach Frost)	0	0,6	0,6	"
Winter-Mahd (vor Frost)	0	0	0	"
Boden				
Adsorption	2,3**	2,3**	2,3**	-
instabile Fe(III)-oxid Bindung	-	-	9,1**	-
nachhaltige Retention				
ohne Mahd				
Blattwurf und Samenflug	0,2	0,5	0,7	-
org. Boden-Akkumulation	1,1	1,3	1,7	200
Σ	1,3	1,8	2,4	
Winter-Mahd (nach Frost)				
Vegetationsschnitt	0,6	0,3	0,3	-
Blattwurf und Samenflug	0,2	0,5	0,7	-
org. Boden-Akkumulation	0,9	1,1	1,5	200
Σ	1,6*	1,9	2,5	
Winter-Mahd (vor Frost)				
Vegetationsschnitt	0,9	1,3	1,7	-
org. Boden-Akkumulation	0,7	0,7	0,9	200
Σ	1,6	2,0	2,6	
- Anteil der Erhöhung der org. Boden-Akkumulation in <i>Phragmites spec.</i> durch Turnover des Rhizomes nach ca. 13 Jahren	-	+ 0,7	+ 0,9	

* Da die Betriebsweise mit Schnitt vor Frost durch maximalen P-Austrag die effektivste ist, konnte die Summe der Retentionsraten mit Schnitt nach Frost nicht die Summe der Raten mit Schnitt vor Frost übertreffen. Obwohl die Summe der nachhaltigen Retentionsraten mit Mahd nach Frost nach der o.g. Hochrechnung 1,7 g P/(m²·a) betrug, wurde sie daher der Rate mit Mahd vor Frost angepaßt (1,6 g P/m²·a).

**Absolute P-Aufnahmekapazitäten, da der Turnover nicht definierbar ist.

Die kurzzeitigen Phosphatspeicher besitzen in allen Filtern im Verhältnis zur nachhaltigen Phosphatspeicherung gemäß ihrer begrenzten Turnover-Zeit eine niedrige Aufnahmekapazität.

Bei einer Betriebsweise ohne Mahd ist neben der mikrobiellen Phosphataufnahme, die aufgrund annueller zyklischer Regeneration in der Tabelle nicht berücksichtigt wurde, die Phosphataufnahme durch die oberirdischen Sprosse der ineffektivste kurzzeitige Speicher. Ihre absolute Kapazität beträgt zwischen 0,9 und 1,7 g P/m² und besitzt im Gegensatz zu allen anderen Aufnahme-mechanismen nur eine Turnover-Zeit von 0,9 Jahren. Bei Pflanzenschnitt ist die Phosphatretention der Streuauflage durch den Biomasseaustrag so stark vermindert, daß ihre Phosphataufnahmekapazität die der oberirdischen Biomasse noch unterschreitet.

Die höchste kurzzeitige Leistungsfähigkeit besitzt der Rhizomkörper von *Phragmites australis*. Seine Aufnahmerate liegt zwar unter der oberirdischen Biomasse und unterscheidet sich nicht signifikant von der bei *Typha latifolia* festgestellten. Durch die im Verhältnis zu den anderen kurzzeitigen Speichern mindestens sechsfach höhere Turnover-Zeit (13 Jahre) beträgt seine Gesamtkapazität bei einer jährlichen Aufnahmerate von 0,8 bis 1,1 g P/(m²•a) aber 10,4 bis 14,3 g P/m².

Wie bereits beschrieben, sind die nachhaltigen Retentionsmechanismen voneinander abhängig, da sich der organische Bodenanteil aus im System vorhandener toter pflanzlicher Biomasse bildet. Zur Bewertung verschiedener Verfahrensweisen vom Winterschnitt der Pflanzen bis zum Verzicht auf Mahd muß daher jeweils die Summe dieser nachhaltigen Mechanismen verglichen werden. Beide langfristig wirksamen Retentionsmechanismen sind im Verhältnis zur Betriebszeit künstlicher Filteranlagen unendlich, da bei Existenz der Helophyten einerseits auch immer deren Mahd möglich ist. Andererseits besitzt die Bodenakkumulation eine Turnover-Zeit von 200 bis mehreren tausend Jahren. Die Summe der nachhaltigen Raten wurde daher durch einfache Addition der jährlichen Retentionssraten gebildet.

Bei einem Verzicht auf Mahd ist das nachhaltige Rückhaltevermögen am geringsten. Die dauerhafte Phosphataufnahmerate des Typhabeckens beträgt 1,3 g P/(m²•a). Die der Phragmitesfilter ist durch den artspezifisch höheren Biomasseertrag auf 1,8 bis 2,4 g P/(m²•a) erhöht. Aufgrund der effektiven Phosphatspeicherung bei Bodenakkumulation (90 % der in der seneszenten Biomasse enthaltenen Phosphatmenge) und dem teilweisen Pflanzenaustrag

auch ohne aktive Mahd wird die nachhaltige Rückhaltekapazität durch "Winterschnitt" nach Einsetzen der Nachtfröste nur geringfügig gesteigert. Die nachhaltige Phosphatentfernung erhöht sich durch diese Art des Schnittes im Typhabecken um $0,3 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$, in den Phragmitesfiltern um $0,1 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$. Erfolgt der "Winterschnitt" vor Frostbeginn, kann die Gesamtleistung nochmals gesteigert werden, da nun die gesamte oberirdische Biomasse vollständig entfernt wird. Die Steigerung beinhaltet im Typhafilter die zusätzliche Entfernung der gesamten Infloreszenzen, die sich sonst bei Frost aufgelöst hätten. Ihr Anteil ist jedoch gering, so daß sich die dauerhafte Phosphatretenion im Typhafilter nicht mehr signifikant erhöht und $1,6 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$ beträgt. Die nachhaltige Phosphatretenionskapazität in den Phragmitesbecken steigert sich hingegen um weitere $0,1 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$ auf $2,0$ bzw. $2,6 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$, da in diesen Becken nun zusätzlich etwa die Hälfte der sonst im System verbliebenen Blätter entfernt würden.

Berechnet man die Laufzeit der Becken aus den kurz- und langfristigen Aufnahmeraten bei der untersuchten Belastungsstufe von $2,8 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$, so ergeben sich je nach Pflanzenspezies und Verfahrensweise gemäß den voneinander abweichenden Phosphataufnahmekapazitäten für eine geforderte maximale Rückhaltung von $2,6 \text{ g P/(m}^2\cdot\text{a)}$, die der Rückhaltung im Befrachtungsversuch entspricht, unterschiedliche Betriebszeiten der AMOVA-Systeme (Tab. V.7). Bei der Berechnung wurden die Laufzeiten "ausgereifter" Systeme, wie sie dem Zustand der Anlagen dieser Arbeit entsprachen, und die neu errichteter Filter verglichen. Der Hochrechnung wurden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

1. Für beide Fälle wurde die in den vorliegenden Untersuchungen gefundene, maximale hydraulische Belastbarkeit von $38,5 \text{ l/(m}^2\cdot\text{d)}$ angenommen.
2. Beiden Szenarien wurde die nach 13-jähriger Betriebszeit ermittelte pflanzliche Phosphataufnahmerate zugrundegelegt, da auch schon bei Neuerrichtung eines solchen Systems durch geeignete Wahl der Pflanzung, wie z.B. mit vorangezogenen Röhrichmatten (z.B. Fa. Bestmann GmbH) nahezu Erträge geschlossener Bestände erzielt werden können.
3. In beiden Fällen wurde eine zeitweise Zudosierung von Strohperkolat in die Filter Typha und Phragmites I angenommen, da diese in den Versuchen die Art der Phosphatfestlegung im Boden sowie den Wuchs der Vegetation und somit die der Rechnung zugrundeliegenden Aufnahmeraten nachhaltig beeinflusste.

4. Der im Befruchtungsversuch mit dem "ausgereiften" Filtersystem Phragmites II ermittelte, abgesättigte instabile Pool Fe(III)-Oxid-assoziierten Phosphats wurde als maximale zu speichernde Aufnahmekapazität nur für neu errichtete Helophytenfilter berücksichtigt.
5. Die Adsorption an das Bodensubstrat wurde nur für das "ausgereifte" System berücksichtigt, da sie im Versuch nur für Substrat ermittelt werden konnte, das sowohl in der 13-jährigen Betriebszeit gebildetes Feinsubstrat als auch am Bodenskelett anhaftende Partikel beinhaltete, die sich erst während der Betriebsdauer angereichert hatten.

Nach der Hochrechnung ergaben sich die in der nachfolgenden Tabelle dargestellten Laufzeiten der Filteranlagen.

Tab. V.7: Theoretische maximale Laufzeit der AMOVA-Systeme im Betriebszustand 1995 oder nach Neuerrichtung bei einer Belastung von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ für eine angenommene Rückhalterate von 94 %

	Betriebszeit der AMOVA-Systeme (a)					
	Typha		Phrag I		Phrag II	
	Betriebs- zustand 1995	Neuer- richtung	Betriebs- zustand 1995	Neuer- richtung	Betriebs- zustand 1995	Neuer- richtung
ohne Mahd	1	1	2	1	11	67 (14)*
Winterschnitt (nach Frost)	2	1	3	1	23	120 (29)*
Winterschnitt (vor Frost)	2	1	3	1	∞	$\infty (\infty)^*$

*Betriebszeit ohne Berücksichtigung Fe(III)-Oxid-assoziiierter P-Aufnahme

Würden die Helophytenfilter als "ausgereifte" Vegetationssysteme zur Phosphat-entfernung aus Oberflächenwasser eingesetzt, wie sie dem Zustand der Anlagen in dieser Arbeit entsprachen, so betrüge die Zeit bis zur Erschöpfung ihrer Kapazität bei maximalem Phosphataustrag durch "Winterschnitt" vor der Frost-periode im Typhabecken zwei und im Filter Phragmites I nur drei Jahre.

Die Laufzeit des Filters Phragmites II wäre im Verhältnis zu den beiden anderen Becken erhöht, da

1. die Phosphatspeicherung in *Phragmites australis* im Verhältnis zu *Typha latifolia* artspezifisch erhöht ist,
2. sich der pro Vegetationsperiode festgelegte Phosphatvorrat in den Pflanzen des Beckens Phragmites II durch fehlende Strohperkolatgabe im Verhältnis zum Becken Phragmites I, in das Perkolat dosiert würde, zusätzlich erhöhen würde (vgl. Tab. V.6).

Im Filter Phragmites II läge die maximale Laufzeit daher auch ohne Mahd bereits bei 11 Jahren. Mit "Winterschnitt" vor Beginn der Nachtfroste stiege die Rückhaltung in diesem Becken sogar so weit an, daß Phosphat zeitlich unbegrenzt entfernt werden könnte.

Die Laufzeit neuer Filtersysteme wäre in den Becken Typha und Phragmites I im Vergleich zu "ausgereiften" Filtern vermindert. Da bei Neuerrichtung nach Bauart der AMOVA-Systeme kein Feinsubstrat vorhanden ist, und durch Strohperkolatgabe eine Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung ausgeschlossen wird, könnte in den Becken Typha und Phragmites I Phosphat ausschließlich durch pflanzliche Biomasse aufgenommen werden. Deren Retentionsrate entspricht in diesen Filtern mit 1,7 bis 2,2 g P/(m²·a) nicht der geforderten Leistung von 2,6 g P/(m²·a). Die Phosphatrückhaltung der Systeme reichte daher nur aus, um eine Betriebszeit von ca. einem Jahr zu gewährleisten.

Im Filter Phragmites II wäre die Betriebszeit im Verhältnis zum "ausgereiften" System hingegen erhöht. Da in diesem System im Gegensatz zu den anderen Becken kein Strohperkolat zugegeben würde, könnten die Pflanzen mehr Phosphat speichern (2,8 g P/m²·a), wie es bereits für die ausgereiften Systeme beschrieben wurde. Zusätzlich würde eine Fe(III)-vermittelte Phosphatfestlegung im Boden ermöglicht. Obwohl bei Neuerrichtung ebenso wie in den anderen Becken zunächst kein Feinsubstrat vorhanden wäre, würde hierdurch die Laufzeit der Filter bereits auf 67 Jahre erhöht, wobei die Kapazität ohne Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung 14 Jahre betragen würde.

Durch "Winterschnitt" nach Frostbeginn erhöhte sich die Laufzeit auf 120 Jahre (29 Jahre ohne Fe(III)-Oxid-vermittelte P-Festlegung). Die Mahd vor Frost würde, wie bereits erwähnt, sogar zu einer unbegrenzten Betriebszeit führen. Eine

stetige Phosphatrückhaltung in den AMOVA-Becken ist demnach auch bei Neuerrichtung nur im Filter Phragmites II möglich.

In einem neu angelegten System nach dem Typ "Phragmites II" ist der Betrieb mit "Winterschnitt" nach Beginn der Frostperiode bezüglich der Leistungsfähigkeit bei verschiedenen Verfahrensweisen somit der effektivste, da sich hierdurch einerseits die Laufzeit in etwa verdoppelt und eine hohe, ausreichende Dauer von 120 Jahren erreicht. Andererseits wird eine Schädigung des Pflanzenbestandes durch Mahd vor Frostbeginn vermieden, der die errechnete unendliche, nachhaltige Rückhaltung dieser Verfahrensweise zum Erliegen bringen könnte (vgl. Kap. V-1.2.1). Der Schnitt nach Einsetzen der Nachtfroste hat also entgegen den Aussagen von OSTENDORP (1993), der den Nutzen aufgrund des hohen Energie- und Kostenaufwandes im Verhältnis zur geringen entfernbarer Phosphatmenge anzweifelte, unter bestimmten Umständen dennoch eine entscheidende Wirkung bei der Phosphatrückhaltung.

Die Mahd nach Frostbeginn ist in Europa nur in Regionen mit Kontinentalklima regelmäßig durchführbar. Bei maritimem Klima bildet sich in einem Helophytenfilter aufgrund der milden Winter nicht jedes Jahr eine ausreichende Eisschicht, die ein Befahren zum Schnitt ohne Schädigung der Pflanzen ermöglichen würde. In diesen Regionen müßten infolgedessen die Filtersysteme in der Weise angelegt werden (z.B. in Form ca. 6 bis 7 m breiter Randstreifen), daß ihr Befahren zum Schnitt nicht notwendig ist. Die Helophyten könnten dann natürlich auch schon im Winter vor Beginn der Frostperiode gemäht werden, was zu einer unbegrenzten Laufzeit führen würde.

3 Einsatzmöglichkeiten der AMOVA-Systeme für die Phosphatretention

Die Untersuchungen dieser Arbeit zeigten, daß die AMOVA-Systeme mit ihrer für "Subsurface-Flow" üblichen Bauweise unter bestimmten Betriebsbedingungen in der Lage sind, Phosphat nachhaltig aus Oberflächenwasser zu entfernen. Voraussetzungen für eine dauerhafte Retention sind die Bepflanzung mit *Phragmites australis* zur Gewährleistung eines hohen Biomasseertrages und die Beschickung mit Wasser, welches nicht mit DOC angereichert ist, um den Austrag von Fe aus dem System zu vermeiden (vgl. Kap. V-2).

Wird ein Helophytenfilter als naturnaher Gewässerrandstreifen geplant, kann er direkt mit dem Wasserkörper eines Sees sowie dessen Sediment in Kontakt stehen. Phosphat, welches im Boden festgelegt oder im Interstitialwasser des Sedimentes gelöst ist, wird dann durch die Wurzeln der Helophyten aufgenommen und in die Sprosse verfrachtet. Bei einem Absterben der Sprosse kann so Phosphat in den Wasserkörper gelangen, das bei Existenz einer oxidierten Grenzlamelle an der Oberfläche des Sedimentes im darüberliegenden Wasserkörper ohne Helophyten nicht verfügbar wäre. Phosphat würde folglich im Wasserkörper angereichert (SCHRÖDER 1973, KUFEL 1982). Zur Phosphatelimination bei der Gewässertherapie muß der Helophytenfilter daher als Reinigungsstufe räumlich von dem nachgeschalteten Gewässer getrennt sein.

Der *Phragmites*-Bestand muß nach den vorliegenden Untersuchungen jährlich vor oder nach Frostbeginn gemäht werden (vgl. Kap. V-2). Da bei Schnitt während der Frostperiode schon ein Teil der Blätter und Infloreszenzen durch Wind aus dem System ausgetragen wurde, sollte die Lage des Helophytenfilters bei dieser Verfahrensweise so gewählt werden, daß Pflanzenteile nicht in das nachgeschaltete Gewässer gelangen können.

Enthält das in den Helophytenfilter eingespeiste Wasser mehr Fe als das in den vorliegenden Untersuchungen verwendete Trinkwasser (0,08 mg Fe/l), so könnte eine stärkere Verockerung des Bodens auftreten. Auch die Phosphatretentionskapazität ungeschnittener Vegetationen könnte durch die verstärkte Ablagerung von Fe(III)-Oxid so weit ansteigen, daß in bezug auf die Phosphatretention eine ausreichende Betriebszeit erreicht würde. Die Aufnahmekapazität des Systems könnte hierbei zusätzlich durch den Einbau von Drainagerohren zur besseren Oxidation des Bodenkörpers gesteigert werden (WISSING 1995), wie es bereits

in Pflanzenkläranlagen von SEIDEL (1965, 1966) angewendet wurde. Über die Kapazität eines solchen Systems können jedoch nach den vorliegenden Untersuchungen noch keine hinreichenden Aussagen getroffen werden.

Bei einer Flächenbelastung von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und einer Einlaufkonzentration von $200 \text{ } \mu\text{g P/l}$ beträgt der Gesamtphosphat-Gehalt des Ablaufes ca. $11 \pm 8 \text{ } \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$. Wird Phosphat in ein sich anschließendes stehendes Gewässer ausschließlich mit dem Ablauf eingetragen, reduziert sich die Primärproduktion meist von einem eu- bis hypertrophen auf ein oligo- bis mesotrophes Niveau (vgl. Abb. 1.2, S. 2). Unter sehr ungünstigen Rahmenbedingungen wie einer sehr geringen Seetiefe könnte das Gewässer auch einen schwach eutrophen Zustand erreichen. Helophytenfilter können demnach Wasser bis hin zur Oligotrophie nachhaltig reinigen.

Berücksichtigt man einen durchschnittlichen Turnover des Wassers in Seen von ca. 7 Jahren (SCHWOERBEL 1987), so könnten pro m^2 AMOVA-System ca. 77 m^3 eines Wasserkörpers nachhaltig phosphatreduziert werden. Ein $9,6 \text{ m}^2$ großer Modellfilter der AMOVA, würde bei einer Seetiefe von 5 m demnach die Trophie eines nachgeschalteten Modellbiotopes von 148 m^2 Fläche dauerhaft senken.

Diese Hochrechnung gilt nur unter der Voraussetzung, daß der atmosphärische Phosphateintrag durch Niederschläge den für die AMOVA experimentell ermittelten nicht übersteigen würde. Dieser betrug im 235 Tage dauernden Experiment $6 \text{ mg P}/\text{m}^2$ entsprechend $9 \text{ mg P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Die Phosphatmenge würde bei Anwendung des Verfahrens natürlich auch in den nachgeschalteten See eingetragen, was aber im genannten Modellbiotop zu einer geringfügigen Phosphatanreicherung von nur $1,8 \text{ } \mu\text{g}/(\text{l} \cdot \text{a})$ im Wasserkörper führen würde. Insgesamt lag der Phosphateintrag durch Niederschläge in die AMOVA-Systeme mit ca. $9 \text{ mg P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ an der Untergrenze des von KLEIN und WASSMANN (1986) angegebenen Schwankungsbereichs von 4 bis $664 \text{ mg P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. In Regionen mit hohem atmosphärischen Phosphateintrag ist der Einsatz von Helophytenfiltern zur Phosphatentfernung demnach schwierig, da in den nachgeschalteten See durch die Atmosphäre größere Mengen Phosphat eingetragen würden, die trotz Phosphatentfernung im Zufluß zu einer Eutrophierung führen könnten. So betrüge der atmosphärische Phosphateintrag in das genannte Modellbiotop nach KLEIN und WASSMANN (1986) maximal $133 \text{ } \mu\text{g P}/(\text{l} \cdot \text{a})$. Eine zusätzliche Reinigung des Seewassers mit einem im Bypass geschalteten Helophytenfilter

wäre im Verhältnis zur alleinigen Aufbereitung des Zuflusses aufwendig, da zur jährlichen Reinigung des gesamten Wasserkörpers ein weiteres System von ca. 67 m² Fläche benötigt würde. Diese entspräche etwa der Hälfte der Oberfläche des Sees.

Die Wasserreinigung mit Helophytenfiltern eignet sich daher am besten für neu anzulegende, kleinere Biotope in Regionen mit niedrigem atmosphärischem Phosphateintrag. Zur Restaurierung bereits eu-/hypertrophierter Systeme sind Helophytenfilter jedoch nur bedingt geeignet, da das Sediment eines Sees ein Vielfaches der Phosphatmenge des Wasserkörpers enthalten kann (ESTEVEZ 1978), und aus dem Wasserkörper entferntes Phosphat so für lange Zeit immer wieder nachgeliefert werden könnte.

Die Reinigung großer Wassermengen ist in Helophytenfiltern nicht nur aufgrund ihrer geringen Phosphataufnahmekapazität im Vergleich mit technischen Verfahren (vgl. Kap. I-2), sondern auch aufgrund ihrer im Versuch bestätigten geringen hydraulischen Belastbarkeit sehr problematisch. Bei der geplanten Wiederauffüllung des Bergbaurestlochs "Hambach" im Braunkohlentagebaugbiet zwischen Köln, Mönchengladbach und Aachen müssen 300 Mio. m³ Rheinwasser pro Jahr gereinigt werden. Bei der in der vorliegenden Arbeit ermittelten maximalen hydraulischen Belastbarkeit von 38,5 l(m²·d) benötigte man für den von der RHEINBRAUN AG geplanten Landschaftssee einen nur schwer zu bewirtschaftenden Helophytenfilter von 23 km² Fläche. Die Filterfläche müßte in Form von ca. 6 bis 7 m breiten Streifen angelegt werden. Diese müßten aufgrund des milden Winterklimas von etwa gleich breiten Zwischenwegen aus gemäht werden, wie dies von KAMPF et al. (1996) für andere Helophytenfilter beschrieben wurde. Die Fläche der Gesamtanlage betrüge infolgedessen 46 km². Sie wäre etwa doppelt so groß wie der entstehende See. Helophytenfilter sind daher zur Reinigung des o.g. Oberflächenwassers nur wenig geeignet.

Eine mit *Phragmites australis* bepflanzte Pufferzone könnte jedoch, wenn sie in der Weise eines künstlichen Helophytenfilters um das Tagebaurestloch angelegt und gemäht würde, künftige diffuse Phosphateinträge aus der Landschaft in den entstehenden See nachhaltig vermindern.

VI Zusammenfassung

Trotz ihrer beschränkten Aufnahmekapazität für Phosphat werden Helophytenfilter zunehmend als quasi natürliche Systeme zur Phosphatretention eingesetzt. Die Leistungsfähigkeit der Systeme wird von der Summe der verschiedenen Retentionsmechanismen in den Hauptspeicherkompartimenten "Pflanzen" und "Boden" bestimmt. In bezug auf die Leistungsfähigkeit von Helophytenfiltern wurden bisher ausschließlich einzelne Speicherkompartimente analysiert oder Input-/Outputanalysen durchgeführt. Nur JOHNSTON (1993) veröffentlichte eine theoretische Abschätzung über die allgemeine Leistungsfähigkeit von "Wetlands".

In der vorliegenden Arbeit wurde daher erstmals die quantitative Bedeutung aller wichtigen Retentionsmechanismen in einem Helophytenfiltersystem ermittelt, um dessen Leistungsfähigkeit für einen ökotechnischen Einsatz abschätzen zu können. Für die Untersuchungen wurden drei Filtersysteme der Aquatischen ModellVegetationsAnlage (AMOVA) des Forschungszentrums Jülich gewählt, von denen zwei mit *Phragmites australis* (Schilf) und eines mit *Typha latifolia* (breitblättrigem Rohrkolben) bepflanzt waren. Das Rückhaltevermögen der Filter wurde über eine Vegetationsperiode bilanziert und die Phosphataufnahme/-abgabe sowie die Verlagerung in den verschiedenen Speicherkompartimenten analysiert.

Die Belastbarkeit der Filter war bei einer gegebenen Einlaufkonzentration von $200 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$ (Orthophosphat-Anteil ca. 92 %) durch die hydraulische Leitfähigkeit von ca. 10^{-3} ms^{-1} auf $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ beschränkt. Die Phosphatablaufkonzentration betrug durchschnittlich 11 bis $18 \mu\text{g P}_{\text{ges}}/\text{l}$, wovon 6 bis $10 \mu\text{g P}/\text{l}$ als Orthophosphat vorlagen. Die Rückhalteraten der Phragmites- und Typhafilter erreichten mit 93 bzw. 94 % entsprechend $2,6 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ein annähernd gleiches Niveau.

Bezüglich der Phosphataufnahme in die Speicherkompartimente wurden aufgrund der unterschiedlichen Turnover-Zeiten die kurzzeitigen und nachhaltigen Retentionsmechanismen unterschieden.

Phosphat wird im Speicherkompartiment "Pflanzen" gemäß ihrer begrenzten Lebenszeit unter natürlichen Bedingungen nur kurzzeitig festgelegt. Durch regelmäßigen Schnitt kann mit dem oberirdischen Teil der Biomasse Phosphat auch nachhaltig aus dem System entfernt werden. Tote Pflanzenmasse bildet die Grundlage für die nachhaltige Phosphatretention durch die Akkumulation von "Boden", die auch die Anhäufung von Präzipitaten beinhaltet, wobei Phosphat auch kurzzeitig an die Bodenbestandteile adsorbieren kann.

Da die kurzzeitige Phosphatretention in wenigen Jahren erschöpft ist, bestimmt die Summe der nachhaltigen Retentionsmechanismen Pflanzenschnitt und Bodenakkumulation die Leistungsfähigkeit eines Helophytenfilters.

Nach den vorliegenden Untersuchungen wurde in den oberirdischen Sprossen von *Phragmites australis* gemäß dem artspezifisch höheren Biomasseertrag mehr Phosphat pro Flächeneinheit gespeichert als in *Typha latifolia*. Dementsprechend war auch die ermittelte Bodenakkumulationsrate in diesen Helophytenfiltern erhöht. Mit *Phragmites australis* bestückte Systeme sind infolgedessen für die nachhaltige Phosphatretention besser geeignet als solche mit *Typha latifolia*.

Die Untersuchungen zeigten zusätzlich, daß die Zugabe gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen in Form von Strohperkolat, das in sieben Jahre zurückliegenden Untersuchungen in das Typha- und eines der Phragmitesbecken dosiert wurde, einen nachhaltigen Effekt auf die Leistungsfähigkeit von Helophytenfiltern besitzt.

Die Strohperkolatgabe verhinderte eine Fe(III)-Oxid-vermittelte Phosphatfestlegung im Boden. Im Vergleich der beiden *Phragmites*-Vegetationen bewirkte die Strohperkolatgabe zwar eine Steigerung des Biomasseertrages, führte aber gleichzeitig zu einer Verminderung der pro Vegetationsperiode gespeicherten Phosphatmenge. Beim ökotechnischen Einsatz zur Reinigung von Oberflächenwasser sollte daher ein zusätzlicher Eintrag von DOC vermieden werden.

Bei der effektivsten Betriebsweise eines mit *Phragmites australis* bepflanzten Helophytenfilters, die einen regelmäßigen Phosphataustrag durch "Winterschnitt" beinhaltet, ist die Leistungsfähigkeit der Filteranlagen so hoch, daß bei der untersuchten Belastung von $2,8 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ nach den vorliegenden Berechnun-

gen eine Rückhaltung von 94 % für eine Betriebszeit von mindestens 120 Jahren gewährleistet werden könnte. Hierbei wird der Phosphatgehalt bei einem Durchsatz von ca. 11 m³ Wasser pro m² Helophytenfiltersystem und Jahr entsprechend vom eu- bis hypertrophen auf oligo- bis schwach eutrophes Niveau gesenkt.

VII Literaturverzeichnis

- ADLER, R.A. et al. (1996): Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements. *Water Environment Research* 68 (5): 836 - 840.
- AICHELE, D. et al. (1986): Was blüht denn da? Wildwachsende Blütenpflanzen Mitteleuropas. Frankh'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ARMSTRONG, J. und ARMSTRONG W. (1990a): *Phragmites australis*: Light enhanced convective throughflow increases rhizome and rhizosphere oxygenation. *New Phytol.* 114: 121 - 128.
- ARMSTRONG, J. und ARMSTRONG W. (1990b): Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In: *Constructed wetlands in water pollution control*. P.F. COOPER und B.C. FINDLATER (Hrsg.), Pergamon Press, Oxford: 529 - 533.
- ARMSTRONG, W. (1979): Aeration in higher plants. *Adv. Bot. Res.* 7: 226 - 332.
- BANNINK, B.A. et al. (1980): Hydrobiological consequences of the addition of phosphate precipitants to inlet water of lakes. *Hydrobiol. Bull.* 14: 73 - 89.
- BARSDATE, R.J. und PRENTKI, R.T. (1974): Phosphorus cycle of model ecosystems: Significance for decomposer food chains and effect of bacterial grazers. *OIKOS* 25: 239 - 251.
- BAVOR, H.J. und ANDEL, E.F. (1994): Nutrient removal and disinfection in the Byron Bay constructed wetland system. *Wat. Sci. Tech.*: 201 - 208.
- BENDER, F. (1984): *Angewandte Geowissenschaften Bd. 3*. Verlag Ferdinand Enke Stuttgart.
- BENNDORF, J. et al. (1987): Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-damns. *Water Res.* 21: 829 - 832.
- BERNHARDT, H. (1983): Input control of nutrients by chemical and biological methods. *Water Supply* 1: 43 - 51.
- BERNHARDT, H. et al. (1984): Phosphateliminierung durch Aluminiumsalz-Fällung in kleinen Fließgewässern. *Vom Wasser* 63: 299 - 323.
- BERNHARDT, H. et al. (1985): Ökologische und technische Aspekte der Phosphoreliminierung in Süßwassergewässern. *Rhein.-Westf. Akad. Wiss., Vorträge N 377*: 35 - 62.

- BEYER, W. (1964): Die Erfassung von Grundwasserfließvorgängen mittels Farbstoffen in Verbindung mit Pumpversuchen. Zeitschrift für Angewandte Geologie 10 (6): 295 - 301.
- BEYER, W. (1969): Zur Bestimmung des entwässerbaren Porenanteils der Grundwasserleiter. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 19 (2): 57 - 60.
- BJÖRK, S. (1967): Ecological investigations of *Phragmites communis*. In: Folia Limnologica Scandinavica 14, K. BERG et al. (Hrsg.), Oslo University Press: 1 - 248.
- BLOOD, E.R. (1981): Environmental impact of upland streams on the Okefenokee swamp. University of Georgia, Institute of Ecology, Rep. No. ERC 06-81, Athens, GA.
- BOYD, C.E. (1971): Further studies on productivity, nutrient and pigment relationships in *Typha latifolia* populations. Bulletin of the Torrey Botanical Club 98: 144 - 510.
- BOYD, C.E. und HESS, L.W. (1970): Factors influencing shoot production and mineral nutrient levels in *Typha latifolia*. Ecology 51 (2): 296 - 300.
- BREHM, J. und MEYERING, ?. (1983): Fließgewässerkunde, Biologische Arbeitsbücher 36. Quelle und Meyer.
- BRIX, H. (1987): Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The root zone method. Wat. Sci. Tech. 19: 107 - 118.
- BRIX, H. (1993): Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: Transport mechanisms and rates. In: Constructed wetlands for water quality improvement, G.A. Moshiri (Hrsg.), CRC Press Inc.: 271 - 282.
- BRIX, H. (1994): Functions of macrophytes in constructed wetlands. Wat. Sci. Tech. 29 (4): 71 - 78.
- BRIX, H. und SCHIERUP, H. (1989): Sewage treatment in constructed reed beds - Danish experiences. Wat. Sci. Tech. 21: 1665 - 1668.
- BÜCHEL, K.H. (1977): Pflanzenschutz und Schädlingsbekämpfung. Georg Thieme Verlag Stuttgart.
- BUSNARDO, M.J. et al. (1992): Nitrogen and phosphorus removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. Ecological Engineering 1: 287 - 307.
- CHAMIE, J.P.M. (1978): Decomposition in northern wetlands. In: Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 115 - 130.

- CLASEN, J. et al. (1989): Available techniques for treating eutrophication. In: The control of the eutrophication of the lakes and reservoirs, S.-O. RYDING und W. RAST (Hrsg.), Series: MAB I, UNESCO Paris: 169 - 210.
- COOKE, J.G. et al. (1992): Fractionation of phosphorus in the sediment of a wetland after a decade of receiving sewage effluent. J. Environ. Qual. 21: 726 - 732.
- CORRELL, D.L. et al. (1975): Phosphorus flux and cycling in estuaries. In: Estuarine research 1, L.E. CRONIN (Hrsg.), Academic Press New York: 108 - 136.
- COWARDIN, L.M. et al. (1979): Classification of wetlands and deepwater habitats in the United States. U.S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service Report FWS/OBS-79/31.
- DENNY, P. (1972): Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. J. Ecol. 60: 819 - 829.
- DEUTSCHES GEBRAUCHSMUSTER G 86 04 996.8 (1986): Vorrichtung zur Nitratanreicherung bei der Trinkwasseraufbereitung. Patentrechte Stadtwerke Viersen.
- DEV (1989): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hrsg.), VCH Weinheim.
- DÉVAI, I. et al. (1988): Detection of phosphine: New aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. Nature 333: 343 - 345.
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden. VCH Weinheim.
- DYKJOVA, D. und KVET, J. (1978): Pond Littoral Ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- ESTEVEZ, F.d.A. (1978): Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten für den Stoffhaushalt des Schönlages. Univ. Diss. Kiel.
- FASSBENDER, H.W. (1973): Simultane P-Bestimmung im N-Kjeldahlaufschluß von Bodenproben. Die Phosphorsäure 30: 44 - 53.
- FAULKNER, S.P. und RICHARDSON, C.J. (1989): Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. In: Constructed wetlands for wastewater treatment, D.A. HAMMER (Hrsg.), Lewis Publishers Inc. Boca Raton: 41 - 72.

- FELBER, H. et al. (1990): Eigenschaften und Behandlung des Schlammes aus Abwasserbehandlungsanlagen mit biologischer Phosphatelimination. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 4: 79 - 90.
- FENNESY, M.S. et al. (1994): Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions. Ecological Engineering 3: 49 - 484.
- FIALA, K. (1978a): Underground organs of *Typha angustifolia* und *Typha latifolia*, their growth, propagation and production. Acta Sc. Nat. Brno 12 (8): 1 - 43.
- FIALA, K. (1978b): Seasonal development of helophyte polycormones and relationship between underground and aboveground organs. In: Pond littoral ecosystems - Structure and functioning - Ecological Studies 28, D. DYKYJOVA und J. KVET (Hrsg.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 174 - 180.
- FLESSA, H. (1992): Redoxprozesse in der Rhizosphäre von Land- und Sumpfpflanzen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155: 373 - 278.
- FRENZEL, B. (1960): Zur Ätologie der Anreicherung von Aminosäuren und Amiden im Wurzelraum von *Helianthus annuus* L.. Ein Beitrag zur Klärung der Probleme der Rhizosphäre. Planta 55: 169 - 207.
- GÄRTNER, H. (1971): Braunkohletagebaue als Wasserspeicher. Energie und Technik 6: 183 - 188.
- GASSMANN, G. und GLINDEMANN, D. (1993): Phosphan (PH_3) in der Biosphäre. Angew. Chem. 105: 749 - 751.
- GELLER, G. et al. (1992): Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern - Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5jährigen BMFT-Forschungsvorhaben. Korrespondenz Abwasser 39 (6): 886 - 899.
- GRANELI, W. (1984): Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel as an energy source in Sweden. Biomass 4: 183 - 208.
- GREENWAY, M. und SIMPSON, J.S. (1996): Artificial wetlands for wastewater treatment, water reuse and wildlife in Queensland, Australia. Wat. Sci. Tech. 33 (10 - 11): 221 - 229.
- GUNATILAKA, A. (1984): Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees - Auswirkungen des Grünschnittes. In: Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See Forschungsbericht 1981 - 1984, Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung und Gesundheit und Umweltschutz und Land Burgenland in der Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See (Hrsg.): 225 - 309.

- HANKS, R.J. und ASHCROFT, G.L. (1980): Applied soil physics. Soil Water and Temperature Applications. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- HASLAM, S.M. (1970): Variation in population type in *Phragmites communis* Trin.. Ann. Bot. 34:147 - 158.
- HEIKINNEN, K. (1995): Phosphate removal by peat from peat mining drainage water during overland flow wetland treatment. J. Environ. Qual. 24: 597 - 602.
- HERMS, U. und BRÜMMER, G. (1978): Einfluß organischer Substanz auf die Löslichkeit von Schwermetallen. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 27: 181 -192.
- HERSKOVITZ, J. (1986): Listowel artificial marsh treatment project. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.
- HILLER, D.A. (1995): Persönliche Mitteilung. Institut für Ökologie, Abteilung Angew. Bodenkunde (FB 9), Universität-GH Essen.
- HOWARD-WILLIAMS, C. (1985): Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: A theoretical and applied perspective. Freshwater Biology 15: 391 - 431.
- HOWARTH, R.W. und FISHER, S.G. (1976): Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics during leaf decay in nutrient enriched stream microecosystems. Freshwater Biology 6: 221 - 228.
- HUBER, L. (1982): ICP-AES, ein neues Verfahren zur Multielementbestimmung in Wasser, Abwasser und Schlämmen. Vom Wasser 58: 173 - 185.
- HUPFER, M. (1996): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Handbuch für angewandte Limnologie IV-3.2, CH. STEINBERG et al. (Hrsg.), Ecomed, Landsberg am Lech: 1 - 21.
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfrohres an den Ufern der Schweizer Seen. Beitr. 2 - Geobot. Landesaufn. d. Schweiz 30; Verlag Hans Huber: 1 - 232.
- JEFFREY, D.W. (1987): Soil-plant relationships - An ecological approach. Croom Helm, London.
- JENSSEN, P.D. und KROGSTADT, T. (1988): Particles found in the clogging layers of wastewater infiltration systems may cause reduction in infiltration rate and enhance phosphorus adsorption. Wat. Sci. Tech. 20 (3): 251 - 253.
- JOHNGEN, T.H. und LAROCK, P.A. (1993): Quantifying nutrient removal processes within a constructed wetland designed to treat urban stormwater runoff. Ecological Engineering 2 (4): 347 - 366.

- JOHNSTON, C.A. (1991): Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on Surface Water Quality. *Crit. Rev. Environ. Control.* 21: 491 - 565.
- JOHNSTON, C.A. (1993): Mechanisms of wetland-water quality interaction. In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. MOSHIRI (Hrsg.), CRC Press Inc.: 293 - 299.
- KADLEC, R.H. (1989): Wetland utilization for management of community wastewater. 1988 Operations Summary. Houghton Lake Wetland System. April 1989. Report to Michigan DNR.
- KADLEC, R.H. und KADLEC, J.A. (1978): Wetlands and water quality. In: *Wetlands functions and values: The state of our understanding*, P.-E. GREESON et al. (Hrsg.), American Water Resources Assoc., Minneapolis, Minn.: 436 - 456.
- KADLEC, R.H. und KNIGHT, R.L. (1996): *Treatment Wetlands*. CRC Press, Inc.
- KAMPF, R. et al. (1996): Nabehandling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moeraststelsel met helofyten en waterplanten, opzet van een vierjarig demonstratieproject op praktijkschaal op rwzi Eversteekooij. *H₂O* 29: 400 - 407.
- KICKUTH, R. (1977): Degradation and incorporation of nutrients from rural waste waters by plant rhizosphere under limnic conditions. In: *Utilization of manure by land spreading*. Comm. of the Europ. Communities, EUR 5672e, London: 335 - 343.
- KICKUTH, R. (1981): Abwasserreinigung in Mosaikmatrizen aus aeroben und anaeroben Teilbezirken. In: *Grundlagen der Abwasserreinigung*, Schriftenreihe Wasser-Abwasser 19, F. MOSER (Hrsg.): 639 - 665.
- KLEIN, G. und WASSMANN, H. (1986): Phosphoreinträge in den Tegeler See aus Niederschlag und Regenkanalisation und deren Einfluß auf die Sanierungen. *WABOLU-Hefte* 2: 78.
- KLOPATEK, J.M. (1978): Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes. In: *Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential*, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 195 - 216.
- KNIGHT, R.L. (1990): Wetland systems. In: *Natural systems for wastewater treatment, manual of practice FD-16*. Water Pollution Control Federation, Alexandria, Va.: 211 - 216.

- KOMARKOVA, J. und MARVAN, P. (1978): Primary production of algae in the fishpond littoral. In: Pond littoral ecosystems, D. DYKJOVA und J. KVET (Hrsg.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 321 - 335.
- KOVACS, M. (1976): Die Bedeutung der Balaton-Uferzone für den Umweltschutz am See. Acta Botanica - Academiae Scientiarum Hungaricae, Tomus 22 (1-2): 85 - 105.
- KUCKLENTZ, V. (1985): Limnologische Untersuchungen zur Bedeutung der Makrophyten für die Selbstreinigung fließender Gewässer. In: Schadstoffbelastung und Ökosystemschutz im aquatischen Bereich, Verlag Oldenbourg München: 465 - 473.
- KUFEL, L. (1982): The phosphorus turnover in reedbed. Polish Ecological Studies 8 (1-2): 87 - 111.
- KUNTZE, H. et al. (1988): Bodenkunde. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- LANDESUMWELTAMT NRW (1996): Gewässergütebericht '93/'94
- MANN, R.A. und BAVOR, H.J. (1993): Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. Wat. Sci. Tech. 27 (1): 107 - 113.
- MARSCHNER, H. (1986): Mineral nutrition of higher plants. Academic Press London.
- MASON, C.F. und BRYANT, R.J. (1975): Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha latifolia* L.. Journal of Ecology 63: 71 - 95.
- McJANNET, C.L. et al. (1995): Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants: a comparison across habitats and functional groups. Functional Ecology 9 (2): 231 - 238.
- MITSCH, W.J. (1992b): Landscape design and the role of created, restored and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. Ecological Engineering 1: 27 - 47.
- MITSCH, W.J. und CRONK, J.K. (1992a): Creation and restoration of wetlands: Some design consideration for ecological engineering. In: Advances in soil science, R. LAL und B.A. STEWART (Hrsg.), Vol. 17- Soil Restoration. Springer New York: 217 - 259.
- MITSCH, W.J. und GOSSELINK, J.G. (1993): Wetlands. Van Norstrand Reinhold, New York.

- MOUSTAFA, M.Z. et al. (1996): The response of a freshwater wetland to long-term "low-level" nutrient loads - marsh efficiency. *Ecological Engineering* 7: 15 - 33.
- MÜLLER, K.P. (1984): Ionen-Chromatographie im Niederschlagswasser. *Fresenius Z. Anal. Chemie* 314: 345 - 346.
- NICHOLS, D.S. (1983): Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF* 55: 495 - 505.
- NIEMANN, E. et al. (1976): Verminderung des Stickstoff- und Phosphor-Eintrags in wasserwirtschaftliche Speicher mit Hilfe nitrophiler Uferstauden und Verlandungsvegetation ("Nitrophytenmethode"). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 4: 269 - 275.
- NIESSEN, F. und STURM, M. (1987): Die Sedimente des Baldeggersees (Schweiz) - Ablagerungsraum und Eutrophierungsentwicklung während der letzten 100 Jahre. - *Arch. Hydrobiol.* 108: 365 - 383.
- OLSON, R.K. (Hrsg.) (1992): The role of created and natural wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1: 1 - 170.
- OSTENDORP, W. (1982): Konstanzer Methoden der Röhrichtforschung. - Ber. d. Limnolog. Institutes d. Univers. Konstanz.
- OSTENDORP, W. (1988): Der Einfluß von Winterschnitt und -brand auf die Bestandsstruktur von Seeufer-Schilfröhrichten am Bodensee-Untersee. Univ. Diss. Freiburg i. Br..
- OSTENDORP, W. (1992): Sedimente und Sedimentbildung in Seeuferröhrichten des Bodensee-Untersees. *Limnologica* 22 (1): 16 - 33.
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Sonderdruck aus Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 68: 173 - 280.
- PAGE, A.L. et al. (Hrsg.) (1982): Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties. *Agronomy* 9 (2). American Society of Agronomy Inc., Soil Science Society of America Inc., Madison Wisconsin USA.
- PAULY, U. (1989): Vergleich unterschiedlicher Markierungsstoffe bei der Ermittlung der Verweildauer in Wurzelraumkläranlagen. *Wasser und Boden* 11: 687 - 690.
- PAULY, U. (1992): Ausstattung, Entwicklung, Leistung und Verhalten einer Wurzelraumanlage mit integrierter Schlammbehandlung. Univ. Diss. Kassel.

- PETROVIC, M. und KASTELAN-MACAN, M. (1996): The uptake of inorganic phosphorus by insoluble metal-humic complexes. *Wat. Sci. Tech.* 34 (7 -8): 253 - 258.
- PEVERLY, J.H. (1982): Stream transport of the nutrients through a wetland. *J. Environ. Qual.* 11 (1): 38 - 43.
- PFLANZAGL, J. (1974): Allgemeine Methodenlehre der Statistik II. Sammlung Göschen. W. de Gruyter, Berlin.
- PÖPEL, H.J. (1991): Grundlagen der chemisch-physikalischen Phosphor-elimination. In: Biologische und chemische Phosphatelimination -Technische Möglichkeiten und Grenzen-. Schriftenreihe WAR 51: 15 - 50.
- PRENTKI, R.T. et al. (1978): Nutrient movements in lakeshore marshes. In: *Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential*, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 169 - 194.
- PSENNER, R. et al. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70 (1): 111 - 155.
- RAPHAEL, T. (1985): Isolierung und Lokalisation denitrifizierender Bakterien im Wurzelraum von Wasserpflanzen. Diplomarbeit, Ruhr-Universität Bochum.
- REDDY, K.R. (1993): Wetland soils - Opportunities and challenges. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1145 - 1146.
- REDDY, K.R. et al. (1993): Long-term nutrient accumulation rates in the Everglades. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1147 - 1155.
- REDDY, K.R. und D'ANGELO, E.M. (1994): Soil processes regulating water quality in wetlands. In: *Global wetlands: Old world and new*, W. MITSCH (Hrsg.), Elsevier Amsterdam: 309 - 324.
- REDDY, K.R. und DeBUSK, W.F. (1987): Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. In: *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*, K.R. REDDY und W.H. SMITH (Hrsg.), Magnolia Publishing Inc., Orlando FL: 673 - 680.
- REENTS, H.-J. und WIECHMANN, H.J. (1981): Einfluß einer Strohdüngung auf die Phosphatlöslichkeit. *Landwirtschaft. Forsch.* 34: 267 - 275.
- REMEZOV, N.P. (1961): Decomposition of forest litter and the cycle of elements in an oak forest. *Soviet Soil Sci.* 7: 703 - 711.
- REYRINK, L. (1995): Persönliche Mitteilung. Biologische Station Krickenbecker Seen e.V., Nettetal.

- RIBER, H.H. et al. (1984): Primary productivity and biomass of epiphytes on *Phragmites australis* in an eutrophic Danish lake. *Holarctic Ecology* 7: 202 - 210.
- RICHARDSON, C.J. (1985): Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228: 1424 - 1426.
- RICHARDSON, C.J. et al. (1978): Nutrient dynamics of northern wetland ecosystems. In: *Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential*, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 217 - 241.
- RICHARDSON, C.J. und CRAFT, C.B. (1993): Effective phosphorus retention in wetlands: Fact or fiction?. In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. MOSHIRI (Hrsg.), CRC Press Inc.: 271 - 282.
- RICHARDSON, C.J. und MARSHALL, P.E. (1986): Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecol. Monogr.* 56 (4): 279 - 302.
- RICHARDSON, C.J. und NICHOLS, D.S. (1985): Ecological analysis of wastewater management criteria in wetland ecosystems. In: *Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewater*, P.G. GODFREY et al. (Hrsg.), Van Norstrand Reinhold, New York: 351 - 391.
- RICHARDSON, C.J. und VAITHIYANATHAN, P. (1993): Phosphorus sorption characteristics of Everglades soils along an eutrophication gradient. *Soil Sci. Am. J.* 59: 1782 - 1788.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr, *Phragmites communis* TRINIUS. Die Binnengewässer XXVII. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ROMAROV, V.V. (1968): *Hydrophysics in bogs*. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.
- RÖSKE, I. (1992): Entwicklung eines Aktivitätstests zur Kontrolle des Phosphat-Eliminations-Potentials von Belebtschlamm-Bakterien. Abschlußbericht, Institut für Hydrobiologie, TU Dresden.
- SACHS, L. (1997): *Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, H.-P. (1979): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag Stuttgart.

- SCHIERUP, H.-H. (1978): Biomass and primary production in a *Phragmites communis* Trin. swamp in North Jutland, Denmark. Verh. Internat. Verein. Limnol.: 94 - 99.
- SCHIERUP, H.-H. et al. (1990): Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - state of art. In: Constructed wetlands in water pollution control, B.F. COOPER and B.C. FINDLATER (Hrsg.), Advances in Water Pollution Control No.11, Pergamon Press Oxford: 495 - 504.
- SCHREIJER, M. et al. (1995): Nabehandling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerastsysteem; Vooronderzoek. H₂O 28: 340 - 347.
- SCHRÖDER, R. (1973): Die Freisetzung von Pflanzennährstoffen im Schilfgebiet und ihr Transport in das Freiwasser am Beispiel des Bodensee-Untersees. Arch. Hydrobiol. 71 (2): 145 - 158.
- SCHULTZ-HOCK, R. (1991): Denitrifikation unter Einsatz pflanzlicher Abfallstoffe. In: DENIPLANT - ein naturnahes Wasseraufbereitungsverfahren, R. SCHINDLER (Hrsg.). Forschungszentrum Jülich GmbH, Berichte aus der ökologischen Forschung 5: 17 - 38.
- SCHULTZ-HOCK, R. (1994): Schilf und Stroh als organische Kohlenstoffquelle für die biologische Denitrifizierung von Trinkwasser (Deniplant). Univ. Diss. Essen.
- SCHULTZ-HOCK, R. et al. (1990a): Straw polysaccharides as substrates for mixed populations of denitrifying microorganisms. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 60: 345 - 351.
- SCHULTZ-HOCK, R. et al. (1990b): A new method for measurement of denitrification activity. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 60: 325 - 331.
- SCHULTZ-HOCK, R. et al. (1990c): Spatial distribution of denitrification in an artificial wetland. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 60: 367 - 373.
- SCHULTZ-HOCK, R. und OBERMANN, P. (1987): Offenlegungsschrift DE 360592 A1, Deutsches Patentamt: Vorrichtung zur Nitratabreicherung bei der Trinkwasseraufbereitung. Patentrechte Stadtwerke Viersen. Deutsches Gebrauchsmuster G8604996.
- SCHULZE, W. (1997): Persönliche Mitteilung. Rheinbraun AG, Tagebau Hambach, Niederzier.
- SCHUPPLI, P.A. et al. (1988): Extractable organic fractions of podzolic and associated soils in the Hudson Bay-James lowlands. Geoderma 41: 263 - 274.

- SCHWERTMANN, U. (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch photochemische Extraktion mit saurer Ammoniumoxalat-Lösung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 105: 194 - 205.
- SCHWOERBEL, J. (1968): Untersuchungen über die Rolle der submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung von Phosphaten. Münchener Beiträge 5: 361 - 373.
- SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- SEIDEL, K. (1965): Abwasserreinigung auf biologischer Grundlage. 24. Diskussionstagung, Forschungskreis der Ernährungsindustrie, Hannover: 5 - 13.
- SEIDEL, K. (1966): Reinigung von Wässern durch höhere Pflanzen. Naturwiss. 53: 289 - 297.
- SEIDEL, K. (1980): Kleine Pflanzenkläranlagen. Limnologie in Stichworten. Sonderdruck aus Wasserkalender: 119 - 141.
- SEIDEL, K. (1976): Macrophytes and water purification. In: Biological control of water pollution, J. TOURBIER et al. (Hrsg.), University of Pennsylvania Press, Philadelphia PA.: 109 - 121.
- SHAVER, G.R. und MELILLO, J.M. (1984): Nutrient budgets of marsh plants: Efficiency concepts and relation to availability. Ecology 65 (5): 1491 - 1510.
- SIMPSON, R.L. und WIGHAM, D.F. (1978): Seasonal patterns of nutrient movement in a freshwater tidal marsh. In: Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 243 - 257.
- SLOEY, W.E. et al. (1978): Management of freshwater wetlands for nutrient assimilation. In: Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 321 - 340.
- SOEDER, C.J. (1997): Persönliche Mitteilung. ICG-6, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- SØNDERGAARD, M. et al. (1996): Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. Wat Sci. Tech. 30 (4): 992 - 1002.

- STENGEL, E. (1985): Perspektiven der Nitrateliminierung in künstlichen Feuchtbiotopen. In: Tagungsunterlagen des Symposiums "Grundlagen und Praxis naturnaher Klärverfahren - 10 Jahre Othfresen" vom 31.01. - 1.2.1985. Lehrstuhl für Ökochemie der Gesamthochschule Kassel, Fachbereich 20, Landwirtschaft.
- STENGEL, E. et al. (1987): Evidence for denitrification in artificial wetlands. In: Aquatic plants for treatment and resource recovery, K.R. REDDY und W.H. SMITH (Hrsg.), Lewis Publishers Chelsea Michigan: 484 - 492.
- STENGEL, E. et al. (1989): Denitrification in artificial wetlands. In: Constructed wetlands for water quality improvement, D.A. HAMMER (Hrsg.), Lewis Publishers Inc. Boca Raton: 543 - 550.
- STENGEL, E. (1991): Wasserreinigung mit Hilfe höherer grüner Pflanzen. DENIPLANT - Dank an Käthe Seidel (1907 - 1990). In: DENIPLANT - ein naturnahes Wasseraufbereitungsverfahren, R. SCHINDLER (Hrsg.). Berichte aus der ökologischen Forschung 5, Forschungszentrum Jülich GmbH: 129 - 142.
- STENGEL, E. (1993a): Species-specific aeration of water by different vegetation types in constructed wetlands. In: Constructed wetlands for water quality improvement, G.A. MOSHIRI (Hrsg.), CRC Press Inc.: 427 - 434.
- STENGEL, E. (1993b): Interner wissenschaftlicher Ergebnisbericht 1993. Forschungszentrum Jülich GmbH: 439 - 440.
- STENGEL, E. (1995): "Reife" Hydrophytenmesokosmen: Werkzeuge zum Schutz gefährdeter oligotropher Biozöten?. In: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994 in Hamburg, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): 148 - 152.
- STENGEL, E. (1997): Persönliche Mitteilung. ICG-6, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- STRASBURGER, E. et al. (1971): Lehrbuch der Botanik. Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- TAYLOR, G.J. et al. (1984): Formation and morphology of an iron plaque on the roots of *Typha latifolia* L. grown in solution culture. Amer. J. Bot. 71 (5): 666 - 675.
- TINKER, P.B. (1984): The role of microorganisms in mediating and facilitating the uptake of plant nutrients from soil. Plant and soil 76: 77 - 91.
- TROLLDENIER, G. (1988): Visualization of the oxidizing power of rice roots and of possible participation of bacteria in iron deposition. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151: 117 - 121.

- UMWELTBUNDESAMT (1995): Jahresbericht, Berlin BRD.
- VALIELA, I. (1978): Nutrient dynamics: Summary and recommendations. In: Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential, R.E. GOOD et al. (Hrsg.), Academic Press New York: 259 - 263.
- VOGLER, P. (1966): Zur Analytik kondensierter Phosphate und organischer Phosphate bei limnologischen Untersuchungen. Int. Revue ges. Hydrobiol. 51 (5): 775 - 785.
- WAARA et al. (1993): Phosphorus composition and release in sediment bacteria of the genus *Pseudomonas* during arobic and anaerobic conditions. Hydrobiologia 253: 131 - 140.
- WALLSTEN, M. (1983): Starch in roots relation to vegetative growth in natural and treated aquatic macrophyte areas. In Proc. Int. Symp. in Aquatic Macrophytes, Sep. 1983, Nijmegen NL: 292 - 297.
- WELP, G. et al. (1983): Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146: 38 - 52.
- WERNER, W. et al. (1989): Stickstoff- und Phosphorbelastung der Fließgewässer aus der Land(wirt)-schaft und die Möglichkeit zu ihrer Verminderung. Manuskript, Kongress Wasser Boden 1989.
- WESTLAKE, D.F. (1965): Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 18: 229 - 248.
- WESTLAKE, D.F. (1968): Methods used to determine the annual production of reedswamp plants with extensive rhizomes. Methods of productivity studies in root systems and rhizosphere organisms. Int. Sympos. USSR. Acad. Sci IBP Publ. Houe "Nauka" (Leningrad): 226 - 234.
- WISSING, F. (1995): Wasserreinigung mit Pflanzen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- ZCH (1997): Interne Beschreibung von Aufbau und Funktion der ICP-AES. Zentralabteilung für chemische Analysen, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- ZIECHMANN, W. (1980): Huminstoffe - Probleme, Methoden, Ergebnisse. VCH Weinheim.

VIII Datenanhang

Tab. A.1: Datum der Bodenprobenentnahme in den AMOVA-Systemen 1995

Probennummer	Becken		
	Typha	Phragmites I	Phragmites II
Vor P-Dosierung			
1	24.3.	23.3.	15.3.
2	24.3.	23.3.	-
3	28.3.	22.3.	15.3.
4	28.3.	22.3.	-
5	29.3.	21.3.	7.3.
6	29.3.	21.3.	7.3.
Nach P-Dosierung			
1	15.11.	2.11.	9.11.
2	15.11.	2.11.	9.11.
3	15.11.	2.11.	8.11.
4	15.11.	2.11.	8.11.
5	15.11.	26.10.	8.11.
6	15.11.	26.10.	8.11.

Tab. A.2: Ein- und Ablaufkonzentration des Phosphats im Typhabecken vor, während und nach der Phosphatzudosierung in der Vegetationsperiode 1995

TYPHA				
Versuchszeit (d)	Einlauf		Ablauf	
	PO ₄ ³⁻ -P (µg P/l)	P _{ges} (µg P/l)	PO ₄ ³⁻ -P (µg P/l)	P _{ges} (µg P/l)
-56	10		3	
-31	4		8	
-14	6	6	4	4
<i>Beginn P-Dosierung</i> 0 (1.4.95)	200	201	9	9
7	198	234	3	9
15	185		4	
21	179		10	15
28	162		17	
36	186			
43	170		5	9
47	170	170		
50			3	
54	220	239		
58			2	
63	169	169		
68			7	27
77	180		9	11
82			8	
91	185		15	
107				26
112	213	222	21	
120	213		17	11
125			10	
133	224	234		
141			0.2	
147	200		17	
161	201		12	
168	180			28
174			11	
183	173	188		
189	185		8	
204	174		7	16
222	185		4	
235 (21.11.95) <i>Ende P-Dosierung</i>	200	185	22	23
236	7	14		
295	7	14	7	9
315	9	9	6	7
405	10	10	7	15

Tab. A.3: Ein- und Ablaufkonzentration des Phosphats im Becken Phragmites I vor, während und nach der Phosphatzudosierung in der Vegetationsperiode 1995

PHRAGMITES I				
Versuchszeit (d)	Einlauf		Ablauf	
	PO ₄ ³⁻ -P (µg P/l)	P _{ges} (µg P/l)	PO ₄ ³⁻ -P (µg P/l)	P _{ges} (µg P/l)
-56	10		20	
-31	4		10	
-14	6	6	12	12
<i>Beginn P-Dosierung</i> 0 (1.4.95)	200	202		14
7	180	249	10	
15	175			
21	212		10	10
28	163	200	7	
36	225		2	
43	168		5	4
47	169	188		
50			1	
54	222	220		
58			2	
63	176	190		
68				27
77	190			3
82		185	4	
91	175		5	
107	201			28
112		195	10	
120	210		14	
123				11
125	196		0.7	
133	176	227	10	
140			0.3	
141	184			
148		195	12	
162	200		5	
168		201		26
174	188		11	
183		190		
189	190		3	
198	160	179		
204			3	19
222	180		6	
235 (21.11.95) <i>Ende P-Dosierung</i>	200	194	10	18
236	7	14	10	22
295	7	14	10	22
315	9	9	9	8
405	10	10	11	13

Tab. A.4: Ein- und Ablaufkonzentration des Phosphats im Becken Phragmites II vor, während und nach der Phosphatzudosierung in der Vegetationsperiode 1995

PHRAGMITES II				
Versuchszeit (d)	Einlauf		Ablauf	
	PO ₄ ³⁻ -P (µg P/l)	P _{ges} (µg P/l)	PO ₄ ³⁻ -P (µg P/l)	P _{ges} (µg P/l)
-56	10		5	5
-31	4		10	
-14	6	6	13	
<i>Beginn P-Dosierung</i> 0 (1.4.95)	200	200		4
7	180	234	3	
15	190		8	
21	170	190		9
28	257	257	3	
36	153		3	
43	147	187		4
47				
50	172		3	
54	223	229		
58			2	
62				4
63	192	205		
82	194		5	6
91	163	170	5	
107	170			28
112		195	5	
120	201		13	
123				8
125	196			
133		205	12	
140	200		0	9
162	165		9	
168				27
174	180		10	
183		185		13
189	179		6	
198	204			
204		204	4	11
222	196		5	
235 (21.11.95) <i>Ende P-Dosierung</i>	181	181	14	8
236	7	14	7	7
295	7	14	9	7
315	9	9	11	10
405	10	10	9	13

Tab. A.5: Wasserverlust der AMOVA-Systeme durch Evapotranspiration, Wassereintrag durch Niederschläge und der Gesamtphosphat-Gehalt des Niederschlags während des Befruchtungsversuches 1995

Monat 1995	Evapotranspiration			Niederschlag (l/m ² • d)	P _{ges} - Gehalt (µg P/l)
	Typha (l/m ² • d)	Phragmites I (l/m ² • d)	Phragmites II (l/m ² • d)		
März (ab 27.3.)	-	-	-	1,40	5
April	0	1,0	0,3	1,60	12
Mai	6,0	3,9	8,1	1,30	20
Juni	7,9	4,5	5,9	2,16	12
Juli	9,5	15,0	13,5	1,74	37
August	13,1	19,1	17,3	0,52	13
September	5,1	12,1	10,0	2,25	18
Oktober	6,1	8,8	3,7	1,02	12
November (bis 21.11.)	"*	"*	"*	1,25	16

*Aufgrund eines Geräteschadens mußten die Meßwerte von Oktober näherungsweise übernommen werden.

Tab. A.6: Biometrische Daten der AMOVA-Vegetationen sowie ihr spez. Gesamtphosphat-Gehalt und Gesamtphosphat-Vorrat während der Wachstumsperiode 1995

TYPHA					
Monat (1995)	Sproßdichte (n/m ²)	Höhe (cm)	Sproßmasse (kg TS /m ²)	spez.-P-Gehalt (% P/TS)	P-Vorrat (g P/m ²)
17. April	38	26	0,06	0,38	0,24
11. Mai	33	63	0,44	0,29	1,27
22. Juni	44	168	-	-	-
26. Juli	53	163	2,6	0,12	2,77
14. Sept.	59	178	2,6	0,13	3,30
27. Oktober	63	118	2,20	0,05	0,917
PHRAGMITES I					
17. April	34	36	0,02	0,448	0,11
11. Mai	163	95	0,57	0,290	1,66
22. Juni	198	280	2,06	-	-
26. Juli	205	330	4,23	0,138	6,13
14. Sept.	205	345	4,18	0,108	4,67
31. Oktober	188	345	3,46	0,037	1,28
PHRAGMITES II					
17. April	67	33	0,04	0,355	0,53
11. Mai	268	96	1,26	0,194	2,25
22. Juni	272	245	2,38	-	-
26. Juli	299	300	3,92	0,116	4,54
14. Sept.	299	320	3,94	0,090	3,53
31. Oktober	300	320	3,02	0,057	1,73

Tab. A.7: Biometrische Daten und spez. Gesamtphosphat-Gehalt der AMOVA-Vegetationen bei Ernte im Oktober 1995

TYPHA						
Testfläche	Sproßdichte (n/m ²)	Höhe (cm)	Basaldurch- messer (mm)	Masse (kg TS /m ²)	spez. P _{ges} -Gehalt (% P/TS)	
1					Einlauf*	Ablauf*
Stengel	43	164	16,2 ± 4,6	0,13	0,041	0,037
Blätter	-	-	-	1,73	0,031	0,035
Kolben	-	-	-	0,12	0,125	0,109
2						
Stengel	83	167	16,2 ± 2,6	0,56		
Blätter	-	-	-	1,36		
Kolben	-	-	-	0,45		
3					Mitte*	
Stengel	62	157	16,0 ± 2,1	0,33	0,039	
Blätter	-	-	-	1,59	0,036	
Kolben	-	-	-	0,33	0,102	
PHRAGMITES I						
1					Einlauf*	Ablauf*
Halme	224	345	6,7 ± 1,6	2,89	0,015	0,016
Blätter	-	-	-	1,33	0,082	0,084
Rispen	-	-	-	0,22	0,024	0,020
2						
Halme	137	360	7,9 ± 1,2	1,35		
Blätter	-	-	-	1,01		
Rispen	-	-	-	0,12		
3					Mitte*	
Halme	204	335	6,2 ± 1,9	1,86	0,017	
Blätter	-	-	-	1,28	0,077	
Rispen	-	-	-	0,15	0,019	
PHRAGMITES II						
1					Einlauf*	Ablauf*
Halme	407	295	5,5 ± 1,4	1,43	0,016	0,017
Blätter	-	-	-	1,62	0,084	0,086
Rispen	-	-	-	0,13	0,085	0,085
2						
Halme	221	335	7,5 ± 1,4	1,48		
Blätter	-	-	-	1,32		
Rispen	-	-	-	0,10		
3					Mitte*	
Halme	272	330	6,5 ± 1,8	1,46	0,018	
Blätter	-	-	-	1,46	0,080	
Rispen	-	-	-	0,12	0,098	

*Ermittelt aus Untereinheiten der Testflächen 1 bis 3; vergleiche Kapitel II-3.3.

Tab. A.8: Vertikale Masseverteilung von Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln im Bodenkörper des Typhabeckens vor und nach Phosphatzudosierung 1995

TYPHA - vor P-Zugabe						
Probe	Horizont	Bodentiefe (cm)	Bodenskelett (g TS/dm ³)	Feinsubstrat (g TS/dm ³)	Rhizom (g TS/dm ³)	Wurzeln (g TS/dm ³)
1	jIAh	0 - 10	1305	49	5,0	7,9
	jIGor	10 - 35	1481	116	1,5	0,6
2	jIAh	0 - 11,5	1292	42	6,9	10,2
	jIGor	11,5 - 35	1490	133	3,8	1,7
3	jIAh	0 - 10	1310	54	0,5	3,0
	jIGor	10 - 35	1520	60	0,8	1,3
4	jIAh	0 - 11,5	1235	37	3,8	2,9
	jIGor	11,5 - 35	1537	55	0,1	2,6
5	jIAh	0 - 9	1310	51	6,7	1,7
	jIGor	9 - 35	1429	33	1,2	1,4
6	jIAh	0 - 10	1348	55	1,8	1,8
	jIGor	10 - 35	1454	39	0,1	1,4
TYPHA - nach P-Zugabe						
1	jIAh	0 - 11	1159	41	9,0	6,1
	jIGor	11 - 37	1299	59	1,4	1,3
2	jIAh	0 - 9	1305	44	6,0	0,7
	jIGor	9 - 35	1266	41	0,8	0,3
3	jIAh	0 - 11	1264	36	14,4	2,9
	jIGor	11 - 35	1245	31	0	1,7
4	jIAh	0 - 15	879	39	18,1	1,1
	jIGor	15 - 35	1638	54	1,3	3,0
5	jIAh	0 - 11	1244	52	10,9	0,2
	jIGor	11 - 35	1426	62	0,5	0,4
6	jIAh	0 - 9	1008	56	13,4	0,2
	jIGor	9 - 35	1386	79	0,4	1,0

Tab. A.9: Vertikale Masseverteilung von Streu, Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln im Bodenkörper des Beckens Phragmites I vor und nach Phosphat-zudosierung 1995

PHRAGMITES I - vor P-Zugabe							
Probe	Horizont	Bodentiefe (cm)	Bodenskelet. (g TS/dm ³)	Feinsubstrat (g TS/dm ³)	Rhizom (g TS/dm ³)	Wurzeln (g TS/dm ³)	teilzers. Streu (g TS/dm ³)
1	Of	0 - 1	-	-	-	-	520
	jlAh	1 - 9	996	38	19,6	0,9	-
	jlAh/Gor	9 - 22	1000	31	24,9	21,8	-
	jlGor	22 - 35	1056	18	5,0	25,2	-
2	Of	0-1	-	-	-	-	520
	jlAh	1 - 10	1168	48	52,2	1,0	-
	jlAh/Gor	10 - 20	1168	22	21,5	1,7	-
	jlGor	20 - 35	1290	14	14,1	10,3	-
3	Of	0 - 0,5	-	-	-	-	40
	jlAh	0,5 - 10	1096	35	10,8	3,4	-
	jlAh/Gor	10 - 27	1339	20	11,3	4,8	-
	jlGor	27 - 35	1284	19	7,6	4,7	-
4	Of	0 - 1	-	-	-	-	130
	jlAh	1 - 12	1199	39	8,9	2,7	-
	jlAh/Gor	12 - 27	1405	27	12,0	5,7	-
	jlGor	27 - 35	1154	22	4,1	3,3	-
5	Of	0 - 0,2	-	-	-	-	540
	jlAh	0,2 - 10	1353	40	10,3	3,8	-
	jlAh/Gor	10 - 20	1495	47	8,5	2,9	-
	jlGor	20 - 35	1211	21	0,7	3,4	-
6	Of	0 - 1	-	-	-	-	500
	jlAh	1 - 10	1372	23	7,0	4,0	-
	jlAh/Gor	10 - 19	1433	30	5,7	2,8	-
	jlGor	19 - 35	1010	18	1,7	2,0	-
PHRAGMITES I - nach P-Zugabe							
1	Of	0 - 1	-	-	-	-	410
	jlAh	1 - 11	1066	46	27,8	4,3	-
	jlAh/Gor	11 - 22	1123	48	28,2	4,7	-
	jlGor	22 - 35	1083	42	13,4	5,6	-
2	Of	0-1	-	-	-	-	240
	jlAh	1 - 9	1183	45	11,2	6,2	-
	jlAh/Gor	9 - 25	1247	47	10,7	6,3	-
	jlGor	25 - 35	815	20	5,4	31,8	-
3	Of	0 - 1	-	-	-	-	290
	jlAh	1 - 11	996	46	27,1	7,6	-
	jlAh/Gor	11 - 29	1461	36	25,9	8,5	-
	jlGor	29 - 35	1325	38	3,9	15,9	-
4	Of	0 - 1	-	-	-	-	300
	jlAh	1 - 9	1326	43	16,6	0,7	-
	jlAh/Gor	9 - 15	1481	42	15,1	2,1	-
	jlGor	15 - 35	1321	35	12,9	4,7	-
5	Of	0 - 1	-	-	-	-	90
	jlAh	1 - 10	1319	46	5,4	16,2	-
	jlAh/Gor	10 - 17	1397	50	5,6	18,2	-
	jlGor	17 - 35	1341	33	4,7	3,8	-
6	Of	0 - 1	-	-	-	-	250
	jlAh	1 - 12	1020	34	18,5	7,7	-
	jlAh/Gor	12 - 20	1098	35	15,7	4,9	-
	jlGor	20 - 35	1242	18	9,2	9,0	-

Tab. A.10: Vertikale Masseverteilung von Streu, Bodenskelett, Feinsubstrat, Rhizom und Wurzeln im Bodenkörper des Beckens Phragmites II vor und nach Phosphatzudosierung 1995

PHRAGMITES II - vor P-Zugabe							
Probe	Horizont	Bodentiefe (cm)	Bodenskelet. (g TS/dm ³)	Feinsubstrat (g TS/dm ³)	Rhizom (g TS/dm ³)	Wurzeln (g TS/dm ³)	teilzers. Streu (g TS/dm ³)
1	Of	0 - 2	-	-	-	-	210
	jIAh	2 - 11	1050	51	3,8	1,6	-
	jIAh/Gor	11 - 23	1415	30	15,1	4,2	-
	jIGor	23 - 35	1417	36	2,8	2,6	-
2 entfällt							
3	Of	0 - 1	-	-	-	-	481
	jIAh	1 - 16	1191	50	15,4	5,6	-
	jIAh/Gor	16 - 22	1411	37	12,3	10,7	-
	jIGor	22 - 35	1264	36	2,5	4,3	-
4 entfällt							
5	Of	0 - 2	-	-	-	-	294
	jIAh	2 - 17	1192	32	8,4	3,8	-
	IAh/Gor	17 - 23	1426	20	14,2	8,2	-
	jIGor	23 - 35	1381	39	2,6	10,4	-
6	Of	0 - 1	-	-	-	-	226
	jIAh	1 - 10	1043	40	10,7	1,9	-
	jIAh/Gor	10 - 19	1434	41	29,8	11,1	-
	jIGor	19 - 35	1096	36	1,9	8,3	-
PHRAGMITES II - nach P-Zugabe							
1	Of	0 - 0,5	-	-	-	-	212
	jIAh	0,5 - 11	1256	47	11,6	1,2	-
	jIAh/Gor	-	1258	41	8,1	1,7	-
	jIGor	11 - 35	1189	37	7,4	1,9	-
2	Of	0 - 1	-	-	-	-	370
	jIAh	1 - 16	1127	49	15,8	2,8	-
	jIAh/Gor	-	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	-
	jIGor	16 - 35	1152	29	6,9	4,3	-
3	Of	0 - 1	-	-	-	-	243
	jIAh	1 - 17	1076	45	31,5	2,9	-
	jIAh/Gor	17 - 24	1229	44	43,3	13,8	-
	jIGor	24 - 35	1154	35	54,2	17,4	-
4	Of	0 - 1	-	-	-	-	243
	jIAh	1 - 17	1226	48	2,6	0,6	-
	jIAh/Gor	-	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	-
	jIGor	17 - 35	1248	37	1,2	1,4	-
5	Of	0	-	-	-	-	145
	jIAh	0 - 17	1200	46	11,4	1,7	-
	IAh/Gor	17 - 25	1240	41	11,6	4,9	-
	jIGor	25 - 31*	1296	37	8,9	5,4	-
6	Of	0 - 1	-	-	-	-	160
	jIAh	0 - 7	1051	28	10,7	2,9	-
	jIAh/Gor	7 - 20	1455	42	29,8	12,1	-
	jIGor	20 - 35	1413	36	1,9	8,3	-

* Die Bodenprobe war durch Verluste bei ihrer Entnahme nur 31 cm tief.

Tab. A.11: Spez. Gesamtphosphat-Gehalt der Hauptfraktionen des Bodenkörpers und spez. Gehalt möglicher P-Bindungspartner in den Bodenhorizonten des Typhabeckens vor P-Zugabe 1995

TYPHA - vor P-Zugabe															
Boden- probe	Hori- zont	Rhizom	Wurzeln	Bodenskelett						Feinsubstrat					
		Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Fe(III)- Oxid (µg Fe/g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Humin- stoffe (mg C/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Fe(III)- Oxid (µg Fe/g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Humin- stoffe (mg C/g TS)
1	jlAh	-	-	30	118	16	6	72	0,26	458	1240	205	105	2245	14,0
		-	-	78	51	13	4	67	-	430	1080	190	97	2260	-
	jlGor	-	-	77	49	15	6	78	0,02	236	510	135	32	625	2,6
		-	-	136	38	10	3	60	-	294	500	135	29	630	-
2	jlAh	799	437	87	44	13	5	92	0,10	270	610	150	105	2320	10,9
		681	762	69	66	15	17	72	-	513	427	120	57	2700	-
	jlGor	658	664	58	39	16	6	49	0,05	252	277	125	34	346	1,4
		659	516	207	38	18	10	43	-	389	276	105	36	357	-
3	jlAh	693	803	86	64	14	15	81	0,19	223	725	210	237	2795	3,8
		530	270	141	48	14	11	94	-	318	427	125	147	2485	-
	jlGor	548	510	49	74	17	11	65	0,14	129	413	90	49	640	2,4
		595	520	56	61	16	9	86	-	147	443	105	38	710	-
4	jlAh	-	-	68	60	16	12	75	0,33	293	505	135	143	3025	11,4
		-	-	74	53	15	12	87	-	445	665	185	193	2550	-
	jlGor	-	-	-	42	14	8	78	0,23	224	351	80	37	580	2,7
		-	-	52	64	19	10	52	-	157	300	70	33	605	-
5	jlAh	868	549	17	46	14	15	57	0,14	301	374	47	89	2315	8,3
		828	715	63	49	14	8	57	-	364	301	63	74	2510	-
	jlGor	500	644	33	44	13	4	59	0,12	210	480	-	61	439	3,3
		447	608	33	47	13	10	103	-	198	317	85	31	505	-
6	jlAh	-	-	55	56	11	10	110	0,26	156	850	150	158	2575	10,8
		-	-	31	54	12	11	75	-	338	695	130	132	2965	-
	jlGor	-	-	87	68	14	7	110	0,17	245	525	50	55	560	5,9
		-	-	44	56	15	5	84	-	261	875	75	81	650	-

Tab. A.12: Spez. Gesamtphosphat-Gehalt der Hauptfraktionen des Bodenkörpers und spez. Gehalt möglicher P-Bindungspartner in den Bodenhorizonten des Typhabeckens nach P-Zugabe 1995

TYPHA - nach P-Zugabe															
Boden- probe	Hori- zont	Rhizom	Wurzeln	Bodenskelett						Feinsubstrat					
		Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Fe(III)- Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Humin- stoffe (mg C/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Fe(III)- Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Humin- stoffe (mg C/g TS)
1	jIAh	-	-	72	-	-	-	-	0,15	395	-	-	-	-	-
		-	-	83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIGor	-	-	52	31	14	2	173	0,06	592	550	205	25	1040	4,3
		-	-	35	118	45	7	122	-	769	615	215	28	1110	-
2	jIAh	-	-	74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		587	917	61	-	-	-	-	0,21	123	-	-	-	-	-
	jIGor	699	860	42	-	-	-	-	-	145	-	-	-	-	-
		436	884	90	47	<1	2	101	0,08	769	1000	120	37	413	4,6
		611	882	54	49	<1	1	116	-	318	1045	125	32	890	-
		-	-	-	-	-	-	-	-	417	-	-	-	-	-
3	jIAh	-	-	-	-	-	-	-	-	672	-	-	-	-	-
		-	-	97	-	-	-	-	0,27	328	-	-	-	-	-
	jIGor	-	-	100	-	-	-	-	-	393	-	-	-	-	-
		-	-	61	56	10	7	134	0,02	340	895	95	98	1235	3,1
4	jIAh	-	-	47	63	12	27	108	-	292	1060	105	115	1430	-
		802	562	59	-	-	-	-	0,18	413	-	-	-	-	-
	jIGor	662	370	58	-	-	-	-	-	808	-	-	-	-	-
		554	523	55	50	12	4	112	0,12	245	550	150	25	605	2,6
5	jIAh	-	-	50	40	11	6	117	-	265	575	160	30	885	-
		676	418	50	40	11	6	117	-	265	575	160	30	885	-
	jIGor	-	-	72	-	-	-	-	0,32	1045	-	-	-	-	-
		-	-	125	-	-	-	-	-	476	-	-	-	-	-
6	jIAh	-	-	60	62	11	9	91	0,12	535	685	110	64	870	3,2
		-	-	43	64	13	13	-	-	150	1045	200	172	-	-
	jIGor	613	318	73	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-
		577	-	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIGor	473	296	35	63	30	3	90	0,11	209	185	185	40	855	1,7
		431	277	88	61	16	4	105	-	200	170	170	42	820	-

Tab. A.13: Spez. Gesamtphosphat-Gehalt der Bestandteile des Bodenkörpers und spez. Gehalt möglicher P-Bindungspartner in den Bodenhorizonten des Beckens Phragmites I vor P-Zugabe 1995

PHRAGMITES I - vor P-Zugabe																
Boden-probe	Horizont	Streu-aufgabe	Rhizom	Wurzeln	Bodenskelett						Feinsubstrat					
		P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminstoffe (mg C/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminstoffe (mg C/g TS)
1	Of	430	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	-	-	24	100	16	16	66	0,43	321	1595	405	328	7000	30,0
		-	-	-	37	85	19	44	89	-	391	1865	410	316	7100	-
	jlAh/Gor	-	-	-	24	130	24	12	97	0,31	259	2835	265	171	6000	4,9
		-	-	-	128	155	23	16	91	-	241	2530	215	165	2735	-
	jlGor	-	-	-	76	30	22	1	68	0,10	138	885	110	27	1255	1,3
2		-	-	-	36	32	20	1	44	-	187	765	90	32	745	-
	Of	460	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	1502	627	47	67	16	13	31	0,34	613	1450	575	373	7050	23,4
		-	1432	597	69	65	20	12	48	-	671	-	-	-	-	-
	jlAh/Gor	-	2345	706	63	63	17	10	85	0,22	395	1575	285	210	5600	6,2
		-	2367	766	12	62	16	10	112	-	443	-	-	-	2490	-
3	jlGor	-	2360	598	95	59	20	<1	57	0,15	311	735	170	25	450	1,9
		-	2008	612	80	58	20	1	79	-	369	-	-	-	362	-
	Of	490	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	-	837	51	62	15	7	50	0,21	371	2675	530	271	6750	8
		-	-	813	53	65	14	6	83	-	523	2455	455	325	3650	-
	jlAh/Gor	-	-	684	24	66	13	2	64	0,13	261	1895	230	99	9650	2,3
4		-	-	736	-	68	19	2	80	-	269	1685	295	136	9200	-
	jlGor	-	-	680	50	71	16	1	68	0,10	173	565	65	10	885	1
		-	-	644	42	122	26	1	68	-	155	590	170	23	695	-
	Of	500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	687	1004	36	93	17	8	59	0,20	855	2055	415	230	3650	10,1
		-	813	884	52	92	17	11	53	-	785	2435	370	215	2710	-
5	jlAh/Gor	-	1761	813	61	54	14	1	73	0,14	269	540	70	13	700	1
		-	1872	697	31	72	15	1	106	-	293	1095	55	49	520	-
	jlGor	-	1797	620	48	46	15	<1	71	0,11	228	555	85	11	785	1,1
		-	1748	644	48	56	16	<1	71	-	252	485	45	20	550	-
	Of	460	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	-	-	57	120	19	17	55	0,22	596	2125	475	292	9250	16,0
6		-	-	-	26	114	16	21	88	-	542	2005	460	285	9800	-
	lAh/Gor	-	-	-	59	205	23	13	124	0,15	363	2550	135	102	1100	7,2
		-	-	-	57	225	26	12	75	-	371	2375	120	99	950	-
	jlGor	-	-	-	32	103	35	5	99	0,09	307	3710	130	600	570	1,7
		-	-	-	29	134	32	5	84	-	309	3965	165	575	630	-
	Of	420	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	1663	570	54	54	12	10	72	0,21	763	2435	395	372	6550	14,4
		-	1213	474	39	76	13	14	55	-	735	-	-	-	6100	-
	jlAh/Gor	-	2284	611	41	86	15	4	102	0,09	418	2905	155	93	1155	8,2
		-	2156	808	43	113	16	3	64	-	372	-	-	-	1640	-
	jlGor	-	973	492	37	77	16	2	66	0,01	255	4030	170	48	3670	1,5
		-	934	468	56	88	16	1	83	-	209	-	-	-	2730	-

Tab. A.14: Spez. Gesamtphosphat-Gehalt der Bestandteile des Bodenkörpers und spez. Gehalt möglicher P-Bindungspartner in den Bodenhorizonten des Beckens Phragmites I nach P-Zugabe 1995

PHRAGMITES I - nach P-Zugabe																
Boden-probe	Hori-zont	Streu-auflage	Rhizom	Wurzeln	Bodenskelett						Feinsubstrat					
		P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminstoffe (mg C/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminstoffe (mg C/g TS)
1	Of	850	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	1401	376	91	-	-	-	-	0,8	598	-	-	-	-	-
		-	1046	830	137	-	-	-	-	-	455	-	-	-	-	-
	jlAh/Gor	-	2013	821	66	-	-	-	-	-	378	-	-	-	-	-
		-	1946	675	123	-	-	-	-	-	414	-	-	-	-	-
	jlGor	-	1494	765	33	106	23	0,7	133	0,2	472	615	375	25	1385	15,6
2		-	1782	586	59	35	44	1,4	117	-	540	670	345	20	1800	-
	Of	450	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	2932	765	67	-	-	-	-	0,8	402	-	-	-	-	-
		-	2310	717	71	-	-	-	-	-	634	-	-	-	-	-
	jlAh/Gor	-	3118	541	24	-	-	-	-	-	s.o.	-	-	-	-	-
		-	3234	513	89	-	-	-	-	-	s.o.	-	-	-	-	-
3	jlGor	-	2903	622	42	69	12	1,8	187	0,4	310	1055	85	340	1335	6,7
		-	3289	668	79	56	-	0,9	119	-	229	-	-	-	1015	-
	Of	690	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	1196	726	59	-	-	-	-	0,4	588	-	-	-	-	-
		-	2172	780	29	-	-	-	-	-	332	-	-	-	-	-
	jlAh/Gor	-	607	420	81	-	-	-	-	-	632	-	-	-	-	-
4		-	720	431	58	-	-	-	-	-	874	-	-	-	-	-
	jlGor	-	707	545	26	59	13	1,6	194	0,3	302	640	130	30	9100	4,3
		-	920	390	79	41	10	2,3	302	-	-	940	95	17	476	-
	Of	480	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	614	645	35	-	-	-	-	0,1	625	-	-	-	-	-
		-	629	670	99	-	-	-	-	-	793	-	-	-	-	-
5	jlAh/Gor	-	311	698	87	-	-	-	-	-	s.o.	-	-	-	-	-
		-	350	611	49	-	-	-	-	-	s.o.	-	-	-	-	-
	jlGor	-	375	608	107	70	12	2,6	193	0,1	440	1005	135	17	755	4,8
		-	422	665	70	86	13	1,7	122	-	247	890	130	18	2815	-
	Of	710	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	1098	878	67	-	-	-	-	0,1	557	-	-	-	-	-
6		-	1551	939	64	-	-	-	-	-	1066	-	-	-	-	-
	lAh/Gor	-	635	675	114	-	-	-	-	-	532	-	-	-	-	-
		-	632	663	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlGor	-	726	728	49	45	15	1,8	120	0,2	225	755	100	20	850	1,8
		-	634	893	47	86	-	0,9	108	-	335	590	85	20	545	-
	Of	560	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	jlAh	-	1283	852	106	-	-	-	-	0,2	543	-	-	-	-	-
		-	818	740	115	-	-	-	-	-	617	-	-	-	-	-
	jlAh/Gor	-	515	614	54	-	-	-	-	-	376	-	-	-	-	-
		-	813	623	78	-	-	-	-	-	981	-	-	-	-	-
	jlGor	-	765	698	63	75	18	1,1	117	0,2	236	830	140	29	685	7,2
		-	755	547	45	56	13	0,6	113	-	208	-	-	-	690	-

Tab. A.15: Spez. Gesamtphosphat-Gehalt der Bestandteile des Bodenkörpers und spez. Gehalt möglicher P-Bindungspartner in den Bodenhorizonten des Beckens Phragmites II vor P-Zugabe 1995

PHRAGMITES II - vor P-Zugabe																
Boden- probe	Hori- zont	Streu- auflage	Rhizom	Wurzeln	Bodenskelett					Feinsubstrat						
		Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminst. (mg C/g TS)	Pges (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminst. (mg C/g TS)
1	Of	350	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	2516	689	39	51	10	1,2	62	0,44	329	1282	193	266	5350	11,6
		-	-	-	13	74	12	14,8	74	-	288	1952	282	380	2260	-
	jlAh/Gor	-	2347	809	13	64	18	6,0	27	0,15	392	974	182	99	4790	2,6
		-	-	-	19	64	24	5,2	31	-	556	1336	240	140	5400	-
	jlGor	-	2429	720	24	78	24	4,4	40	0,12	267	1158	187	95	625	3,3
		-	-	-	33	66	24	5,6	54	-	192	2460	356	206	930	-
2 entfällt																
3	Of	410	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	1536	1880	109	88	15	5,6	79	0,14	2356	8100	660	198	6850	17,9
		-	-	-	69	87	18	5,2	69	-	2382	7400	600	184	7700	-
	jlAh/Gor	-	1774	5113	97	80	24	3,2	37	0,16	844	5400	386	54	7000	5,2
		-	-	-	66	108	24	4,0	43	-	1688	5450	360	59	8850	-
	jlGor	-	1441	8491	170	147	6	5,2	73	0,14	3106	3970	552	59	1000	3,4
		-	-	-	214	180	8	5,6	29	-	2488	5500	754	83	900	-
4 entfällt																
5	Of	370	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	839	668	39	61	14	2,8	22	0,32	272	3240	1424	202	3255	17,1
		-	-	-	23	54	16	1,6	24	-	302	3860	388	188	5800	-
	lAh/Gor	-	661	629	94	69	14	9,6	33	0,15	156	3450	57	74	3260	5,5
		-	-	-	50	80	14	9,2	42	-	120	1575	103	27	3135	-
	jlGor	-	535	415	62	66	16	2,0	115	0,19	176	1255	49	15	635	1,5
		-	-	-	45	82	17	28,0	108	-	203	1320	83	23	1035	-
6	Of	330	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jlAh	-	937	560	27	45	9	0,8	25	0,21	242	5700	232	458	4155	15,6
		-	-	-	46	70	10	16,0	30	-	292	6150	194	442	5100	-
	jlAh/Gor	-	788	455	21	71	12	4,0	58	0,13	286	525	156	10	4615	3,7
		-	-	-	39	101	15	2,8	69	-	360	2255	119	61	3805	-
	jlGor	-	600	454	22	57	15	3,2	46	0,20	210	441	56	9	590	3,0
		-	-	-	22	58	12	2,0	39	-	374	1755	103	40	750	-
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	239	-	-	-	-	-
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	416	-	-	-	-	-

Tab. A.16: Spez. Gesamtphosphat-Gehalt der Bestandteile des Bodenkörpers und spez. Gehalt möglicher P-Bindungspartner in den Bodenhorizonten des Beckens Phragmites II nach P-Zugabe 1995

PHRAGMITES II - nach P-Zugabe																
Bodenprobe	Horizont	Streuauflage	Rhizom	Wurzeln	Bodenskelett					Feinsubstrat						
		P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminstoffe (mg C/g TS)	P _{ges} (µg P/g TS)	Fe(III)-Oxid (µg Fe/ g TS)	Al-Oxid (µg Al/g TS)	Mn-Oxid (µg Mn/g TS)	Ca (µg Ca/g TS)	Huminstoffe (mg C/g TS)
1	Of	610	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIAh	-	2835	875	81	-	-	-	-	0,3	755	-	-	-	-	-
		-	3213	861	124	-	-	-	-	-	656	-	-	-	-	-
	jIAh/Gor	-	2951	795		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		-	2766	880		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIGor	-	2767	698	85	39	15	2,3	71	0,1	534	1900	425	165	1110	6,6
2		-	3505	710	74	39	15	4,8	95	-	496	890	205	72	-	-
	Of	730	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIAh	-	861	866	28	-	-	-	-	0,3	383	-	-	-	-	-
		-	810	1103	89	-	-	-	-	-	445	-	-	-	-	-
	jIAh/Gor	-	s.o.	s.o.	s.o.	-	-	-	-	s.o.	s.o.	-	-	-	-	-
		-	s.o.	s.o.	s.o.	-	-	-	-	s.o.	s.o.	-	-	-	-	-
3	jIGor	-	651	618	66	69	13	1,9	146	0,1	665	229	50	85	890	3,4
		-	517	722	58	-	-	-	53	-	395	356	65	14	765	-
	Of	860	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIAh	-	1095	880	46	-	-	-	-	0,2	361	-	-	-	-	-
		-	871	802	52	-	-	-	-	-	890	-	-	-	-	-
	jIAh/Gor	-	1279	897		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4		-	1498	785		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIGor	-	1436	814	43	79	17	16,7	75	0,2	510	820	75	25	620	9,2
		-	1345	884	21	72	12	7,7	65	-	576	1445	110	63	630	-
	Of	200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIAh	-	1537	945	41	-	-	-	-	0,2	366	-	-	-	-	-
		-	1605	1228	65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	jIAh/Gor	-	s.o.	s.o.	s.o.	-	-	-	-	s.o.	s.o.	-	-	-	-	-
		-	s.o.	s.o.	s.o.	-	-	-	-	s.o.	s.o.	-	-	-	-	-
	jIGor	-	1520	735	54	45	15	5,0	129	0,1	229	640	60	28	765	2,5
		-	1775	943	42	37	8	1,4	152	-	410	520	48	16	510	-
	Of	340	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIAh	-	1781	855	77	-	-	-	-	0,2	826	-	-	-	-	-
6		-	1948	1017	71	-	-	-	-	-	678	-	-	-	-	-
	IAh/Gor	-	2500	1368		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		-	2315	1419		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIGor	-	1961	852	24	55	9	5,3	116	0,1	412	945	80	22	735	4,6
		-	2132	1406	46	48	10	1,6	113	-	358	-	60	-	900	-
	Of	610	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	jIAh	-	1090	870	196	-	-	-	-	0,2	384	-	-	-	-	-
		-	1087	910	-	-	-	-	-	-	397	-	-	-	-	-
	jIAh/Gor	-	2014	660		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		-	1931	644		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	jIGor	-	1810	712	58	62	13	3,2	143	0,1	304	1030	125	28	605	3,5
		-	1915	759	68	43	11	3,1	-	-	290	630	85	18	-	-

Danksagung

Herrn Prof. Dr. C. J. Soeder danke ich für die Bereitstellung von Thema, Arbeitsplatz und Sachmitteln sowie die wissenschaftliche Unterstützung.

Dem Institut für Ökologie, Abteilung Angewandte Bodenkunde der Universität-GH Essen, insbesondere Herrn Dr. D. A. Hiller gilt mein besonderer Dank für die Beratung, das stetige Interesse und die Durchsicht der Arbeit.

Herrn Dr. E. Stengel danke ich für seine Unterstützung, die wissenschaftlichen Diskussionen und die Korrektur der Arbeit.

Mein Dank gilt auch den Mitarbeitern unserer Arbeitsgruppe Frau G. Neumann, Herrn T. Junold und D. Spronk sowie Frau S. Preiskowski und Frau A. Neuhöfner für ihren Einsatz und die kollegiale Zusammenarbeit, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Den Kollegen vom Meisterbüro A. Blau, J. Gerheim, E. Kaufmann, R. Kessler, S. Knor, W. Küpper, T. Lehnert, T. Muckenheim und D. Riedel danke ich für ihre Hilfsbereitschaft und Einsatzfreude bei den umfangreichen praktischen Arbeiten.

Bedanken möchte ich mich auch bei Frau C. Eschner, Herrn Dr. J. Groeneweg und Herrn Dr. R. Wilhelm für ihre Anregungen bei der schriftlichen Anfertigung der vorliegenden Arbeit.

Der Zentralabteilung für Chemische Analysen (ZCH) und den Werkstätten im Forschungszentrum Jülich danke ich für ihre zuverlässige, schnelle Arbeit, die den stetigen Fortgang der praktischen Arbeit ermöglichten.

Den Mitarbeitern des ICG-6 danke ich für die freundliche Aufnahme am Institut.

Nicht zuletzt danke ich meinen Eltern für ihre Unterstützung während des Studiums.

Forschungszentrum Jülich



Jül-3514
März 1998
ISSN 0944-2952