

Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäche, Teil II: Möglichkeiten der Elimination von gelösten Phosphaten durch Makrophyten und der Sanierung von Fließgewässern am Beispiel der Halfsteder Bäche

Jörg Hardege

Abstract: The influence of the vegetation on the phosphorus budget of the small river Halfsteder Bäche (Landkreis Ammerland, Lower Saxony, FRG) is described. The results strongly indicate that phosphorus elimination by emergent macrophytes also occurs in natural running waters, a hypothesis which has been outlined by several authors working in artificial watercourses. On this base the possibility of water purification using macrophytes as a wastewater treatment alternative is described with respect to these special cases.

1. Einleitung

Stark erhöhte Phosphatkonzentrationen und die daraus resultierenden Eutrophierungserscheinungen wie Algenblüten, Sauerstoffmangel und Faulschlammabildung bestimmen heute das Bild fast aller Binnengewässer. Den vermuteten Grenzwert für Eutrophierung von 0,008 mg P/l (WUHRMANN 1975) überschreiten fast alle Gewässer Norddeutschlands auch ohne direkte anthropogene Einflüsse. Zusätzliche phosphathaltige Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen, Industrie und Landwirtschaft erhöhen die Gehalte zum Teil um ein Vielfaches. Bei allen größeren Seen, wie auch dem Zwischahner Meer (Landkreis Ammerland, Niedersachsen) erscheint es heute klar, daß es nur möglich ist, den Charakter des Erholungsgebietes dieser Gewässer zu erhalten, wenn es gelingt, die Eutrophierung einzudämmen.

Für das Zwischenahner Meer bedeutet dies, daß die Nährstoffzufuhr aus der Halfsteder Bäche, dem Hauptzufluss des Sees, verringert werden muß. Eine physikalische, chemische und botanische Bestandsaufnahme erfolgte bereits in der Arbeit: Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäche, Teil I (HEIM et al. 1985), so daß darauf nur kurz eingegangen wird. Am Beispiel der Halfsteder Bäche erfolgt in folgender Arbeit eine Diskussion der Möglichkeiten der Gewässerreinigung durch Makrophyten im Verbund mit chemischen Maßnahmen.

2. Phosphatelimination durch Makrophyten - ein Überblick

Interpretiert als Selbstreinigung hat bereits LIEBMANN (1939/40) auf die Rolle von Makrophyten bei der Elimination von Wasserinhaltsstoffen hingewiesen. Trotz der Bestätigung eines erhöhten Selbstreinigungsvermögens in Fließgewässern mit flachem Profil und Makrophytenbewuchs durch mehrere Autoren (SPANGLER et al. 1976; KOHLER et al. 1974; SEIDEL 1966; SCHWOERBEL 1968) sind Konzepte, Makrophyten-Systeme z. B. als Alternative oder Ergänzung biologischer Reinigungsstufen kommunaler Kläranlagen zu nutzen,

vermehrt erst in den letzten Jahren entstanden (JORGA & WEISE 1981; DE JONG 1976; OZIMEK & KLEKOT 1979; PIETSCH 1980; KADLEC & TILTON 1979; KICKUTH 1975; THIERFELD 1983; MUDROCH & CAPOBIANCO 1979). Die Nutzung vorhandener Feuchtbiotop diskutieren dabei SPANGLER et al. (1976), KLOPATEK (1978), HUNT & LEE (1976) sowie WIGHAM & SIMPSON (1976). Daß die Mehrzahl dieser Konzepte erst in den letzten Jahren entwickelt wurde, liegt daran, daß in älteren Arbeiten (z. B. SCHWOERBEL 1968; NÜMANN 1970; VOLLENWEIDER 1968) eine Phosphatfestlegung nur in der Biomasse oder in Aufwuchs-Mikroorganismen festgestellt wurde und daher die Wirtschaftlichkeit der Gewässerreinigung mit Makrophyten nicht gegeben schien. Nach DE JONG (1976), MC NABB (1976), WATTENHOFER (1980) und THIERFELD (1983) erreichen diese beiden Prozesse jedoch nur einen Anteil von ca 15-30 % an der gesamten Phosphatelimination durch Makrophyten. Im wesentlichen laufen die Prozesse der Phosphatfestlegung im Sedimentbereich ab. DOLAN (1980) und THIERFELD (1983) ermittelten 71 bzw. 72 % der eliminierten Phosphate als im Sedimentbereich gebunden.

Drei Mechanismen besitzen bei der Festlegung im Sediment entscheidende Bedeutung: Erstens physikalisch-chemische Vorgänge, die eine Bindung von Phosphaten an organische Substanzen bewirken, zweitens eine Immobilisierung durch Eisenverbindungen sowie drittens eine Aufnahme durch Bakterien im Rhizosphärenbereich (Abb. 1).

Besonders die Sedimente von als Kläranlagenvorfluter genutzten Feuchtbiotopen sind durch die Abwässer dieser Kläranlagen reich an organischen Substanzen. In diesem Milieu kommt es zum überwiegenden Teil zu einer Phosphatbindung an diese organischen Komponenten (KLOPATEK 1978; KADLEC & TILTON 1979). Diese unter Beteiligung von Humin- und Fulvosäuren als Organo-Metall-Phosphatkomplex gebundenen Phosphate können praktisch nicht wieder gelöst - remobilisiert werden (HELBIG & REISSIG 1978). Es erfolgt eine Festlegung im Dauersediment.

Etwa 15 % dieser im Dauersediment gebundenen Phosphate werden nicht direkt als Organo-Metall-Phosphatkomplexe gebunden, sondern gelangen erst über den Umweg der Aufnahme durch Bakterien im Wurzelbereich nach dem Absterben der Bakterien als ebenfalls organisch gebundenes Phosphat in das Sediment. Die Rolle der Makrophyten wird im wesentlichen in der Förderung dieses Prozesses durch Sauerstoffabgabe gesehen (MEYER 1979; KISTRITZ 1978; GOLUEKE 1977).

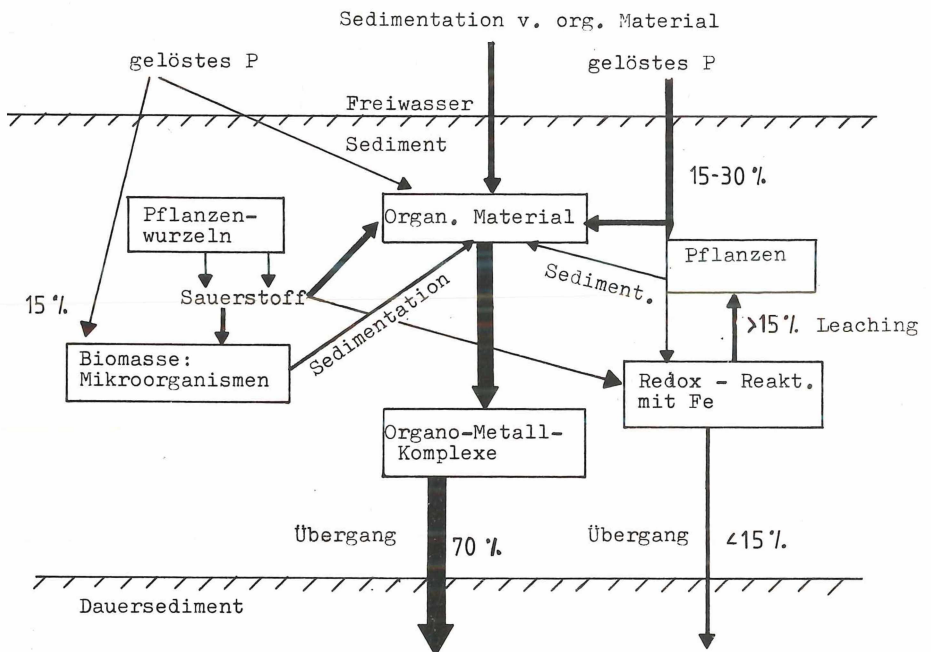


Abb. 1: Prozesse bei der Phosphatfestlegung durch Makrophyten im Sediment (vereinfacht)

Zudem erfolgt im Sediment eine Ausfällung mit Eisenverbindungen im Rhizosphärenbereich (JORGA & WEISE 1981). Dabei geben die Pflanzen Sauerstoff in das Sediment ab, wobei sie die in der Wurzel auftretenden Sauerstoffdefizite durch anaerobe Wurzelatmung sowie alkoholische Gärung kompensieren müssen (MENDELSSON et. al. 1981). Durch Eisenverbindungen immobilisierte Phosphate benutzen die Pflanzen jedoch zum größten Teil zum Einbau in die Biomasse, so daß diese durch „Leaching“ remobilisiert werden (Leaching von ca. 15 % der festgelegten Phosphate).

Dennoch werden bis zu ca. 15 % der eliminierten Phosphate als Eisenverbindungen im Dauersediment gespeichert, wobei diese Bindung nur bei geringen Kohlenstoffgehalten des Sediments erfolgt (TESSENOW 1979; HELBIG & REISSIG 1979) und bei steigender organischer Belastung (z. B. Kläranlagenvorfluter) an Bedeutung verliert.

Modelle der vielfältigen Beziehungen von Phosphaten im Sediment finden sich bei KOZERSKI (1977 und 1979).

Ungeklärt bleibt dabei weiterhin die Frage, welche Rolle die Makrophyten bei der Festlegung der Phosphate durch organische Komplexe spielen. Man kann aber davon ausgehen, daß durch die Entfernung der Makrophyten die Fähigkeit eines Systems und damit eines Sediments Phosphate zu binden, verlorengeht (ZAUKE et al. 1982; KLOPATEK 1978). Diese Aussage wird auch durch die nachstehend dargestellten Ergebnisse an der Halfsteder Bäche unterstützt.

Quantitative Ergebnisse zur Eliminationsleistung von Makrophytengesellschaften liegen bisher nur von künstlich angelegten Feuchtbiotopen (THIERFELD 1983; DE JONG 1976), sehr großen Gewässern (KLOPATEK 1978) oder speziellen Makrophytenanlagen (PIETSCH 1980) vor. Die Ergebnisse der Untersuchungen an der Halfsteder Bäche können somit einen Anhaltspunkt bei der Berechnung mit in Sanierungskonzepte einzubeziehender natürlicher kleiner Fließgewässer (z. B. Kläranlagenvorfluter) darstellen.

3. Untersuchungsgebiet

Als Hauptzufluß ist die Halfsteder Bäche (Abb. 2) mit einem Anteil von ca. 35 % an der Wasserführung des Zwischenahner Meeres beteiligt. Der Anteil an der gesamten Phosphatbelastung des Sees beträgt mit ca. 5400 kg P/a etwa 50 % (POLTZ & JOB 1981). Die hohe Phosphatfracht der Bäche stammt zu 60 % (3220 kg/a) aus der Kläranlage Wiefelstede sowie zu 40 % aus der natürlichen abwasserunabhängigen Zufracht aus dem Einzugsgebiet. Diese Zufracht beinhaltet auch die Nutteler Bäche und Gräben von bebauten Grundstücken (z. B. Siedlung in Aschhauserfeld), die zum Teil aus noch nicht an die Kanalisation angeschlossenen Siedlungen stammen (POLTZ & JOB 1981).

4. Material und Methoden

An 28 Tagen wurden Probereihen mit jeweils 8 bis 14 Proben, sowie an 2 Tagen Tagesgänge mit jeweils 12 Proben, also insgesamt ca. 350 Proben zur Bestimmung des ortho-Phosphatgehaltes genommen, wobei es sich jeweils um Doppelproben handelte. Die ortho-Phosphatbestimmung dieser Proben erfolgte colorimetrisch mit Ammoniummolybdat nach DEV (Verfahren DIN 38 405-D 11-1).

Die Länge des Bächenunterlaufs beträgt 3380 m, die Breite 2,5 - 3,5 m bei durchschnittlicher Wasserführung von ca. 210 l/sec. Die Probefläche beträgt somit ca. 1,01 ha. Den Hauptbestandteil des Makrophytenbewuchses im Bächenunterlauf bilden die emersen Makrophyten *Phalaris arundinacea* und *Glyceria maxima* (80 % der Gesamtdeckung). Die übrigen 20 % der Gesamtdeckung bilden *Callitriche platycarpa*, *Potamogeton natans*, *Nuphar lutea*, *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Glyceria fluitans*, *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus* u. a., wobei der Oberlauf nur an wenigen Stellen mit *Callitriche platycarpa* als dominierender Art bewachsen ist und emerse Makrophyten dort

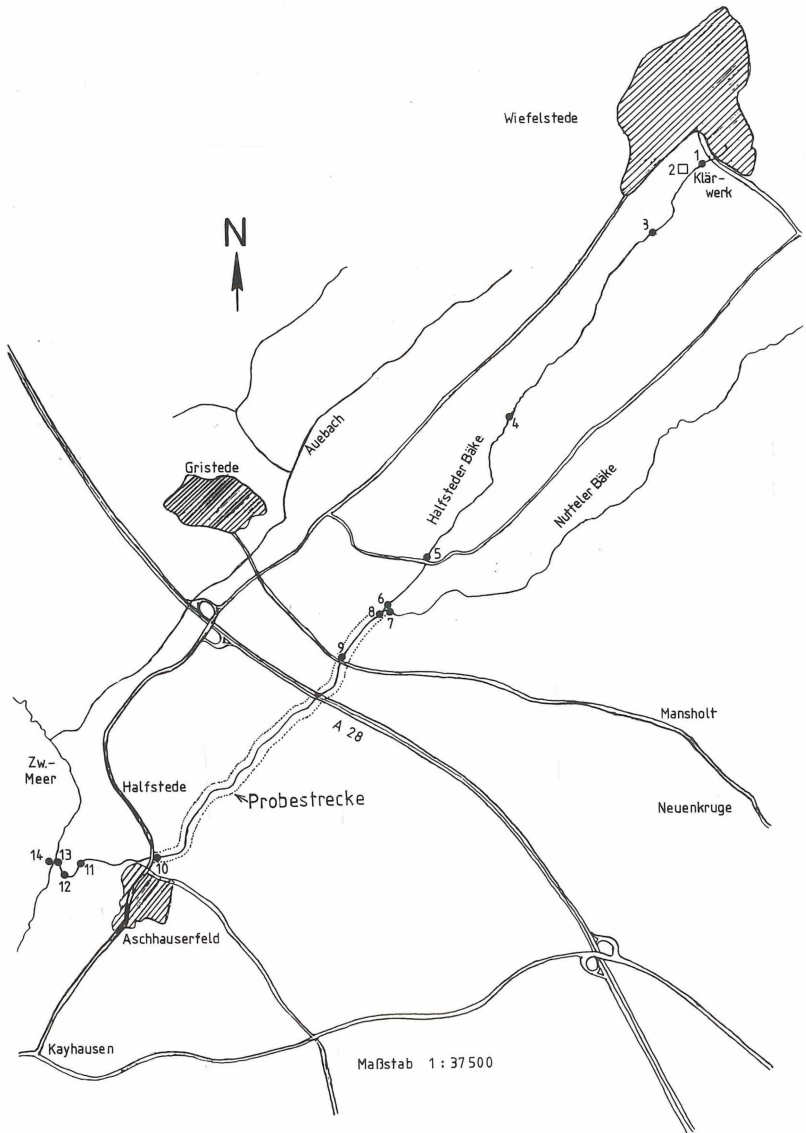


Abb. 2: Untersuchungsgebiet Halfsteder Bäche

praktisch fehlen. Algen ließen sich im gesamten Bächenverlauf nur in sehr geringem Maße feststellen (vgl. HEIM et al. 1985).

Die Berechnung der Elimination ergibt sich aus der erwarteten Fracht am Pegel Aschhauserfeld, also: Fracht Kläranlage + Fracht Nutteler Bäche + Zufracht abzüglich der gemessenen Fracht. Der Berechnung der Kläranlagenfracht liegt der durchschnittliche Abfluß der jeweils letzten 24 Stunden zu Grunde (Variationskoeffizient der P-Konzentration: 2,9 % im Tagesgang). Die Berechnung der abwasserunabhängigen Zufracht erfolgte nach der von POLTZ & JOB (1981) angegebenen Gleichung. Ein Konzentrationsanstieg der Zufracht bei steigendem Abfluß konnte in der zum Einzugsgebiet gehörenden Nutteler Bäche jedoch nicht festgestellt werden. Aus der Gleichung $y = 0,307 + (0,114 \cdot \text{m}^3 \text{ Abfluß})$ entfällt somit die Abflußvariabilität, und es ergibt sich eine durchschnittlich Zufracht von $y = 0,037 + (0,114 \cdot 0,21) = 0,033 \text{ mg P/l}$.

Bei der Frage, wie sich die Bäkenvegetation auf die Phosphatfrachten auswirkt, besitzt der Vergleich zwischen dem vegetationslosen Oberlauf und dem bewachsenen Unterlauf der Bäke eine große Bedeutung.

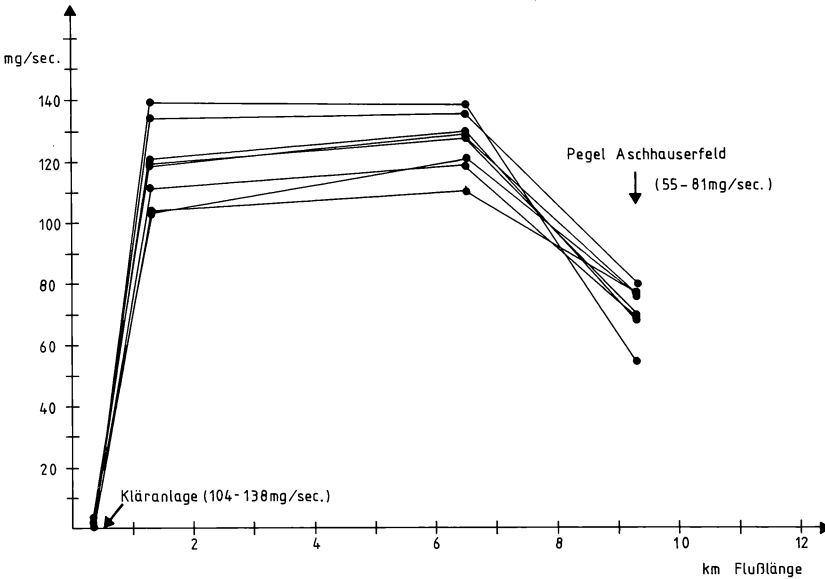


Abb. 3: Phosphat-Fracht im Bäkeverlauf in mg P/sec. für Juli 1983.

Die Abb. 3 zeigt nur im Unterlauf eine deutliche Frachtabnahme, die die Annahme einer Phosphatelimination durch Makrophyten, wie sie in der Literatur angegeben wird (z. B. KADLEC & TILTON 1979; KLOPATEK 1978; THIERFELD 1983), zuläßt.

Eine weitere Bestätigung der Elimination von Phosphaten durch die Makrophyten im Unterlauf der Halfsteder Bäke ergibt sich aus den Meßwerten, die vor und nach dem Aushub der Vegetation Mitte August durch die Ammerländer Wasseracht (d. h. mit und ohne Einfluß der Makrophyten) gewonnen wurden. Abbildung 4 zeigt, in welchem Maße die im Jahresverlauf leicht ansteigenden Eliminationsraten nach dem Aushub der Vegetation schlagartig in eine Remobilisation von festgelegten Phosphaten, z. B. aus der pflanzlichen Biomasse, umschlägt.

Während der Vegetationsphase ergaben die Messungen eine statistisch durch den WILCOXON-Test abgesicherte signifikante Elimination von ca. 63,2 mg P/sec. (Variationskoeffizient 14,4 %; Standardabweichung 9,1 mg P/sec.). Bezogen auf die Probestfläche ergibt sich eine Eliminationsrate von 176 mol P/ha · d. Daraus errechnet sich für eine sechsmonatige Vegetationsphase ein Gesamtwert von ca. 980 kg P.

Dieses bedeutet für die Vegetationsphase eine Eliminationsrate von 45 % (1250 kg P gemessene zu 2250 kg erwartete Fracht). Bei der Annahme keiner Elimination während der Wintermonate ergibt sich eine Frachtabnahme im Jahr von 5600 kg auf gemessene 4600 kg P, also eine Elimination von ca. 17,5 %.

Die von MC COLL (1974) angegebenen Unterschiede der Eliminationsrate von etwa 35 % bei unterschiedlicher Wassertemperatur (5 bis 15°C) bestätigten sich an der Halfsteder Bäke zwischen Mai und Juli 1983 nicht. Die Schwankungen der Eliminationsrate im Jahresverlauf, die einen Variationskoeffizienten von 14,4 % bedingen, ergaben keine Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Dabei muß jedoch bedacht werden, daß es sich im wesentlichen um Sommermessungen während der Vegetationsphase handelte, die Aussagen über Eliminationsraten im Winter nicht gestatten.

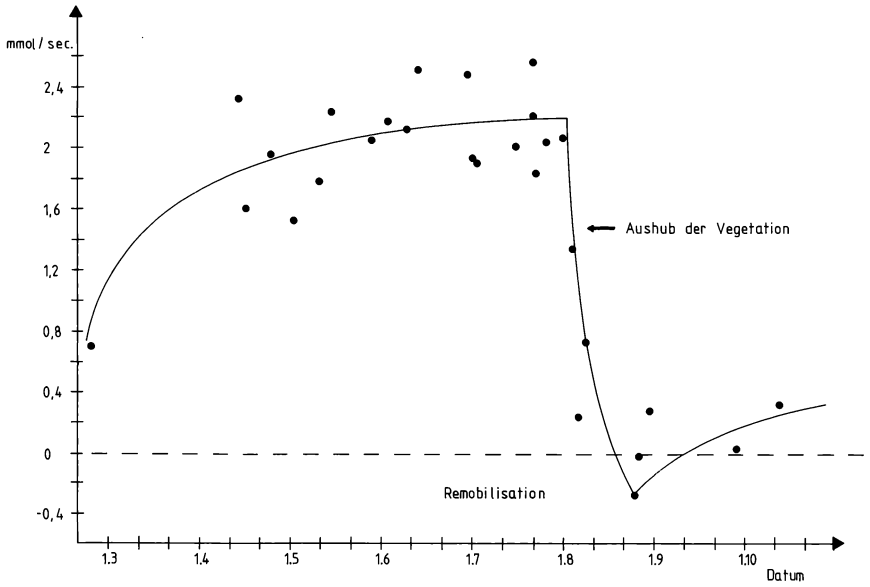


Abb. 4: Phosphat-Elimination im Jahresverlauf (mmol P/sec.) für 1983.

Zu den Parametern, die Einfluß auf die Eliminationsleistung von Makrophyten besitzen, gehört auch die Strömung und damit die Abflußmenge. Bei steigendem Abfluß ergab sich in der Halfsteder Bäche eine deutliche Abnahme der Eliminationsrate von ca. 70 mg P/sec. auf ca. 40 mg P/sec. durch die ungünstigeren hydrologischen Verhältnisse (Abb. 5). Weiter ansteigende Abflußwerte führen nach KADLEC & TILTON (1979) zu hydraulischen Überladungen von Fließgewässern und bewirken eine extreme Abnahme der Phosphat-elimination.

Eine Abhängigkeit der Eliminationsrate von der Phosphatkonzentration im Gewässer konnte ebenso wie von KLOPATEK (1978) und HILL (1979) nicht nachgewiesen werden, da

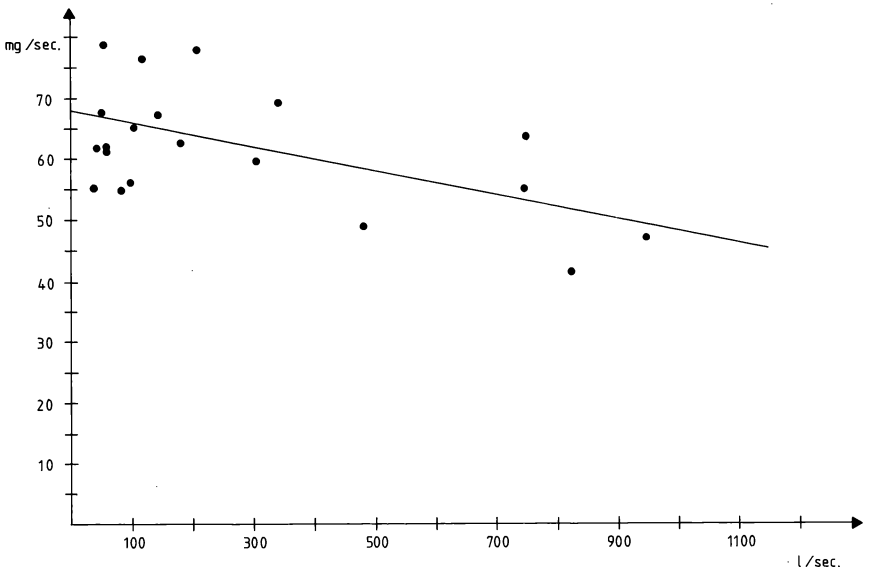


Abb. 5: Phosphat-Eliminationsrate in Abhängigkeit vom Abfluß.

Tab. 1: Phosphatmeßreihen an der Halfsteder Bäke für 1983

Datum	Kläranlage			Nutteler Bäke			Zuläufe		Fracht	Punkt 10			Frachtänderung	
	Konz. mg/l	Abfl. l/sec	Fracht mg/sec	Konz. mg/l	Abfl. l/sec	Fracht mg/sec	Einl. l/sec	Fracht mg/sec	Gesamt mg/sec	Konz. mg/l	Abfl. l/sec	Fracht mg/sec	Elim. mg/sec	Elim. mol/sec
Nov.	15,0	6,4	96,0	0,062	30	1,86	87,6	29,2	127	0,90	124	111	16	0,52
Feb.	14,8	7,2	105	0,093	39	3,7	128	42,4	151	0,74	174	129	22	0,70
	8,98	9,2	82,7	0,031	305	9,6	438	145	238	0,22	753	166	72	2,32
	13,8	7,4	102	0,031	152	4,6	321	106	212	0,34	480	163	49	1,58
	14,6	7,3	106	0,062	83	5,6	213	70,4	183	0,40	307	123	60	1,94
	16,2	10,7	174	0,031	385	12,1	555	184	370	0,34	951	323	47	1,51
	14,5	9,40	136	0,031	317	9,9	433	144	290	0,31	759	235	55,2	1,78
	15,2	8,3	126	0,031	101	3,1	239	79,5	209	0,70	348	140	69,1	2,23
	14,2	7,2	102	0,186	46	8,7	133	44,3	155	0,50	186	92,2	62,8	2,03
	14,2	7,2	102	0,186	20	3,7	126	51,3	157	0,59	153	90,1	66,9	2,16
	16,2	4,7	108	0,124	21,5	2,8	83	29,2	140	0,68	110	75,0	65	2,10
	15,5	7,1	109	0,186	37,3	7,4	172	61,8	178	0,46	216	100	77,6	2,47
	15,2	6,9	105,7	0,217	16	3,7	105	34,9	144	0,53	128	67,4	76,6	2,47
Juli	12,1	8,6	104	0,248	18,2	4,6	73	24,7	133	0,77	99	76,7	56,3	1,82
	15,1	6,8	106	0,248	12	3,1	70	23,4	133	0,88	89	77,2	55,3	1,78
	12,0	9,9	119	0,279	6,4	1,9	50	17,7	139	1,18	66	77,4	61,2	1,97
	14,1	9,9	134	0,434	10,6	4,6	32	10,6	149	1,55	52	81,2	67,8	2,19
	13,6	9,5	138	-	-	-	45	15,0	153	1,36	55	74,4	78,6	2,54
	10,9	10,7	117	-	-	-	27,2	8,8	126	1,86	38	70,5	55,5	1,79
	13,9	8,6	120	-	-	-	32,6	11,5	132	1,67	41	68,8	62,7	2,02
	11,3	10,5	118	0,279	5,0	1,6	43,0	15,0	133	1,24	56	69,9	63,2	2,04
Aug.	14,3	7,4	104	-	-	-	57,1	18,9	125	1,30	65	83,9	41,1	1,33
	13,0	8,1	105	-	-	-	42,7	14,2	119	2,20	51	112	7,0	0,23
	12,0	9,6	108	-	-	-	32,0	10,6	119	3,07	42	128	+9,0	+0,29
	9,0	7,6	68	-	-	-	21,7	7,2	75	2,57	29	75,4	+0,4	+0,01
	11,9	6,9	82	-	-	-	29,1	9,6	92	2,32	36	83,4	8,6	0,28
Sept.	12,2	8,9	110	0,279	7,2	2,2	54,1	18,0	130	2,05	63	129	1,0	0,03
Okt.	12,9	8,2	106	0,062	141	8,7	294	97,6	212	0,50	408	202	10,0	0,32

Punkt 10 = Pegel Aschhauserfeld; Abfl. = Abfluß; Einl. = Einleitung; Elim. = Elimination; Frachtberechnung der Zuläufe mit 0,33 mg P/l (s. o.); Fracht = erwartete Fracht am Punkt 10.

allein die natürliche abwasserunabhängige Phosphatkonzentration im Einzugsgebiet der Bäke mit 0,33 mg P/l (siehe auch POLTZ & JOB 1981) ein starkes Makrophytenwachstum erlaubt (Tab. 1).

6. Diskussion

Die flächenbezogene Phosphateliminationsrate der Halfsteder Bäke von 176 mol P/ha · d liegt etwas unterhalb der Mehrzahl der in der Literatur angegebenen Werte. Bei der Betrachtung dieser Werte fällt die große Spannweite der Ergebnisse der verschiedenen Autoren auf (OZIMEK & KLEKOT 1979: 28 mol; PIETSCH 1980: 43-123 mol; DE JONG 1976: 325 mol; THIERFELD 1983: 300 mol; KLOPATEK 1978: 1200 mol; ESTEVES 1980: 330 mol; NÜMANN 1970: 900 mol; MUDROCH u. CAPOBIANCO 1979: 600-1000 mol; - jeweils pro ha · d).

Diese großen Unterschiede lassen eine genaue Bewertung der Eliminationsleistung der Halfsteder Bäke kaum zu, doch erklären sie sich größtenteils aus der Verschiedenheit der ihnen zugrunde liegenden Konzepte, wie etwa der Percolation durch Bodenkörper, gekoppelt mit der Verwendung von Makrophyten (PIETSCH 1980) oder der Anlage künstlicher Feuchtbiotope mit emersen Makrophyten (THIERFELD 1983; DE JONG 1976). Vergleichsmöglichkeiten mit Arbeiten an kleinen nicht künstlich angelegten Fließgewässern im Flachland finden sich in der Literatur nicht. Die Halfsteder Bäke erreicht jedoch immerhin mehr als 50 % der Eliminationsleistung künstlich, speziell zur Nährstoffelimination angelegter Feuchtbiotope der gleichen Region wie z. B. von THIERFELD (1983).

Unterschiedliche Eliminationsraten begründen sich auch auf physikalischen Faktoren wie der Strömung. Da die Eliminationsprozesse flächengebunden sind, ergibt sich ein erhöhtes Selbstreinigungsvermögen bei Fließgewässern mit flachem Profil und Makrophytenbewuchs (Oberflächenvergrößerung), wie der Halfsteder Bäche und den (von THIERFELD [1983] und DE JONG [1976]) untersuchten Feuchtbiotopen. Daraus folgt weiterhin eine geringere Eliminationsrate bei stark ansteigenden Abflußwerten durch Verringerung der Kontaktzeiten mit dem Wasserkörper, welches auch Abbildung 5 für die Halfsteder Bäche bestätigt. Mit speziell zur Abwasserbehandlung konzipierten Feuchtbiotopen lassen sich Phosphateliminationsraten erreichen, die durchaus mit denen 3. Reinigungsstufen von Kläranlagen vergleichbar erscheinen: BERNHARDT et al. (1978) 95 %; DE JONG (1976) 93 % Ges. P; WOLVERTON & McDONALD (1976) 93 % Ges. P; KADLEC & TILTON (1979) 95 % gel. P; THIERFELD (1983) 83 % ortho P. Die Eliminationsrate von nur ca. 45 % für die Vegetationsphase in der Halfsteder Bäche ergibt jedoch nicht nur eine Elimination der abwasserunabhängigen Zufracht aus dem Einzugsgebiet der Bäche, sondern auch eines Teiles der Phosphatfracht der Kläranlage Wiefelstede.

Einen Unsicherheitsfaktor in Hinblick auf die Eliminationsleistung stellt die Berechnung der Zufracht dar. Die tatsächlichen Eliminationsraten während der Vegetationsphase dürften eher nicht höher liegen, als in dieser Arbeit beschrieben. Dieses erklärt sich daraus, daß entgegen den Angaben von POLTZ & JOB (1981) die Phosphatkonzentrationen bei geringeren Abflußwerten ansteigen, da sich der Anteil der Kläranlage sowie der „Eingleitungen“ von bebauten Gebieten an der Gesamtwassermenge erhöht. Solche Gräben führen im Gegensatz zu den reinen Entwässerungsgräben auch in trockenen Perioden immer Wasser, wodurch ihr Anteil an der Zufracht in diesen Zeiten stark ansteigt. Gerade in diesen Gräben ergaben die Messungen immer erhöhte Phosphatkonzentrationen, wie z. B. in dem Graben an der Siedlung in Aschhauserfeld (0,8-1,41 mg P/l - dagegen Zufracht: 0,33 mg P/l).

Die Frage, inwiefern in Sedimenten bedingt durch eine Phosphatanreicherung und damit einem Sättigungseffekt, die Fähigkeit, organische Phosphatverbindungen aufzunehmen, herabgesetzt wird, bedarf noch der Klärung. Zu den Phosphateliminationswerten der Halfsteder Bäche läßt sich kritisch anmerken, daß es sich um ein mit Makrophyten rebesiedeltes Gewässer handelt und die Auswirkungen einer Phosphatanreicherung für die Eliminationsraten der nächsten Jahre nicht bekannt sind.

Jährliche Schwankungen des Makrophytenwachstums durch unterschiedliche Temperaturen, Niederschläge etc. können ebenfalls zu Veränderungen der Phosphatfestlegungsrate führen. Diese Schwankungen beziehen sich jedoch nur auf die Höhe der Eliminationsrate in mg P/sec. (1983: 63 mg P/sec.). Die Elimination der gesamten abwasserunabhängigen Zufracht des Gewässers (1983: 34 mg P/sec.) durch deren Vegetation bleibt bestehen, denn die Berechnung der Eliminationsleistung pro Jahr basiert für die Halfsteder Bäche auf einer Vegetationsphase von nur 6 Monaten, während für die Wintermonate keine Elimination berechnet wurde. KADLEC & TILTON (1979) dagegen geben an, daß die sedimentgebundenen Festlegungsprozesse bei mehrjährigen Makrophyten auch im Winter funktionieren. Dieses wird auch durch die Aussage unterstützt, daß die Makrophyten während des Winters kleine grüne Triebe behalten (WIEGLEB 1982).

Um einer beim Absterben mehrjähriger emerser Makrophyten auftretenden Remobilisation der in der Biomasse inkorporierten Phosphate vorzubeugen, empfiehlt es sich Feuchtbiopten gegen Ende der Vegetationsphase zu mähen und die Biomasse zu entfernen.

7. Gewässerreinigung mit Makrophyten: Anwendungskonzept Zwischenahner Meer

Die Elimination der abwasserunabhängigen Phosphatfracht der Bäche durch deren Vegetation ermöglicht neue Perspektiven bei der Sanierung phosphatbelasteter Gewässer wie etwa dem Zwischenahner Meer.

In einem Gutachten über die rezenten sowie zukünftigen Belastungen des Sees diskutieren WIEFERIG & FRILLING (1982) verschiedene Konzepte der Sanierung des Sees. Bei den Untersuchungen an der Halfsteder Bäche im Verlaufe des Jahres 1983 konnte jedoch festgestellt werden, daß die in den als Planungsgrundlage herangezogenen Untersuchungen von POLTZ & JOB (1981) angegebenen Werte nicht mehr die heutige Situation charakterisieren (HARDEGE in BARTELS et al. 1983). Neben den beschriebenen Einflüssen der regenerierten Vegetation ergaben die Schließung einer darmverarbeitenden Fabrik sowie die in den letzten Jahren begonnene schrittweise Reduzierung des P-Gehaltes von Waschmitteln eine Abnahme der Belastung durch die Kläranlage Wiefelstede.

Nach den Berechnungen von WIEFERIG & FRILLING (1982) stellt eine Phosphatfällung auf der Kläranlage nach dem Verursacherprinzip sowie eine Nachbehandlung des Wassers in einem mit Makrophyten besetzten Feuchtgebiet die unter den beschriebenen Parametern der Wirtschaftlichkeit, der Effektivität sowie des Naturschutzes beste Lösung der Probleme des Zwischenahner Meeres dar. Während zu einer der Kläranlage integrierten Fällungsanlage keine Alternative existiert, ergaben sich hinsichtlich der Beseitigung der Restfracht die Alternativen einer 2. Fällungsanlage im Bächenunterlauf oder eines Feuchtbiotops. Zwar weisen beide Alternativen hinsichtlich der Effektivität nur sehr geringe Unterschiede auf (WIEFERIG & FRILLING 1982), doch treten bezüglich einer möglichen Remobilisation der Phosphate sowie der Wirtschaftlichkeit gravierende Unterschiede auf. Während die von Makrophyten festgelegten Phosphate aus dem Sediment praktisch nicht remobilisierbaren Charakter besitzen (s. o.), kann Sauerstoffmangel im Sediment, hervorgerufen z. B. durch Sedimentation einer abgestorbenen Planktonblüte zu einer Remobilisation von mehr als 30 % der ausgefällten Phosphate führen (TESSENOW 1979). Insbesondere Nitratmangel, wie er von POLTZ (1983) für das Zwischenahner Meer während der Sommermonate beschrieben wird, führt zu hohen Freisetzungsraten.

Bedingt durch die geringere Phosphatbelastung des Gewässers durch die Kläranlage sowie der Phosphatfestlegung durch emerse Makrophyten ergibt sich eine geringere Phosphatkonzentration in der Bäche als bisher angenommen, so daß die Fällmittelkosten gegenüber der ursprünglichen Planung um ein Vielfaches ansteigen. Nach den bisherigen Ergebnissen einer Fällungsversuchsanlage an der Bäche steigen die Betriebskosten bedingt durch höheren Fällmittelverbrauch bei Fällungen in Wasser mit einem geringen Phosphatgehalt (unter 1 mg P/l) so stark an, daß die Wirtschaftlichkeit einer Fällungsanlage in Frage gestellt wird (VON STRÜNCK: Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, pers. Mitteilung), zumal eine Remobilisation dieser ausgefällten Phosphate nicht ausgeschlossen werden kann.

Die in der Halfsteder Bäche gemessene Phosphatelimination durch emerse Makrophyten bietet nun die Möglichkeit, chemische (Fällung auf der Kläranlage) und biologische Konzepte (Feuchtbiotop) zu kombinieren, wobei die Nutzung der Bächenvegetation (Elimination von ca. 1000 kg P/Vegetationsphase) erheblich zur Kostensenkung der Sanierungskonzepte beitragen kann (HARDEGE in BARTELS et al. 1983).

Das Konzept einer Fällungsanlage in Verbindung mit einem künstlich angelegten Feuchtbiotop plus Nutzung der Bächenvegetation stellt im übrigen eine beispielhafte Kombination zur Erhaltung und gleichzeitigen Nutzung von Feuchtgebieten über den Rahmen des Naturschutzes hinaus dar.

Nachdem bereits von mehreren Autoren (z. B. THIERFELD 1983; DE JONG 1976) Werte über die Phosphateliminationsleistungen von künstlich angelegten Feuchtbiotopen vorliegen, kann durch die vorliegende Arbeit eine solche Aussage auch für kleine als Vorfluter genutzte Fließgewässer erfolgen. Bedingt durch mehrere Faktoren, die Einfluß auf die Festlegungsraten besitzen (s. o.), lassen sich die gemessenen Werte zwar nicht auf alle Fließgewässer Norddeutschlands übertragen, doch stellt die Halfsteder Bäche ein auch von der Zusammensetzung ihrer Vegetation (HEIM et al. 1985) sowie den physikalischen Faktoren (Fließgeschwindigkeit etc.) typisches Gewässer der Region dar.

8. Zusammenfassung

Der Einfluss der Vegetation auf den Phosphathaushalt des kleinen Fließgewässers Halfsteder Bäke im Landkreis Ammerland/Niedersachsen wird beschrieben. Die Ergebnisse dokumentieren eine Phosphatelimination durch Makrophyten auch in natürlichen Fließgewässern, während dies bisher von verschiedenen Autoren nur für künstlich angelegte Feuchtgebiete angegeben wurde.

Auf dieser Grundlage werden die Möglichkeiten der Gewässerreinigung durch Makrophyten als Alternative zur Abwasserreinigung anhand der obigen Ergebnisse beschrieben.

9. Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen der Untersuchungen der Arbeitsgruppe Halfsteder Bäke des Projektes 60, „Zielkonflikte bei der Gewässernutzung“ an der Universität Oldenburg durchgeführt. Bei Herrn Prof. Dr. T. Höpner sowie Herrn Dr. G. Wiegleb bedanke ich mich für die Themenstellung, Betreuung sowie Bereitstellung von Geräten und Chemikalien. Für Prof. Dr. G. Wiegleb und Dipl. Biol. W. Herr gilt dies zudem für die Korrektur des Manuskripts. Für die gute Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden, insbesondere der Gemeinde Wiefelstede, danke ich Herrn Gemeindedirektor Völkers.

Literatur

- BARTELS, H., HARDEGE, R., HEIM, R., KLINGBERG, R., SASSEN, H. (1983): Chemische und botanische Untersuchungen an der Halfsteder Bäke und deren Bedeutung für das Zwischenahner Meer. - Univ. Oldenburg (Mskr. 174 Seiten)
- BERNHARDT, H., CLASEN, J., HOYER, D., WILLIAMS, A. (1978): Die Oligotrophierung stehender Gewässer durch chemische Nährstoffelimination aus den Zuflüssen am Beispiel der Wahnachtalsperre. - DVGW Schriftenreihe Wasser **101**: 71-107.
- DE JONG, J. (1976): The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. - In: TOURBIER, J. (Hg.): Biological control of water pollution **16**: 133-139, Philadelphia.
- DOLAN, T., BAYLEY, S., ZOLTEK, J., HERMAN, A. (1981): Phosphorous dynamics of a Florida freshwater marsh receiving treated wastewater. - J. Appl. Ecol. **18**: 205-219.
- ESTEVEZ, F. de A. (1980): Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten für den Stoffhaushalt des Schöhsees. III. Die anorganischen Hauptbestandteile der aquatischen Makrophyten. - Gewässer und Abwässer **66/67**: 29-94, Krefeld.
- GOLUEKE, C. G. (1977): Using plants for wastewater treatment. - Compost Science **18** (5): 16-20.
- HEIM, R., BARTELS, H., HARDEGE, J., KLINGBERG, R., SASSEN, H. (1985): Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäke, Teil I: Chemische und botanische Untersuchungen. - Drosera **'85**: 91-104.
- HELBIG, J. & REISSIG, H. (1979): Untersuchungen zum Phosphorstadium umweltbelasteter Fließgewässer. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. **7**: 491-501.
- HILL, B. H. (1979): Uptake and release of nutrients by aquatic macrophytes. - Aquatic botany **7**: 87-93.
- HUNT, P. G., LEE, C. R. (1976): Land treatment of wastewater by overland flow for improved water quality. In: TOURBIER, J. (Hg.): Biological control of water pollution **18**: 151-160 Philadelphia.
- JORGA, W. & WEISE, G. (1981): Wasserpflanzen in ihrer Bedeutung für die Uferstabilisierung und für die Verbesserung der Wasserqualität. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. **9**: 37-56.
- KADLEC, R. M., TILTON, D. L. (1979): The use of freshwater wetlands as a tertiary wastewater treatment alternative. - CRC Critical reviews in Environmental Control, 185-212, (1979).
- KICKUTH, R. (1975): Sind höhere Pflanzen bei der Gewässerreinigung wirksam? - Forum Hygiene (Z. für Forschung und Technik der Boden-, Wasser-, Lüfthygiene **26**(6): 165-167.
- KISTRIZ, R. U. (1978): Recycling of nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum* L.). - OIKOS **30**: 561-569 Kopenhagen.
- KLOPATEK, J. M. (1978): Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes. In: GOOD, R. E., WIGHAM, D. F., SIMPSON, R. L. (Eds.): Ecological processes and Management, Academic Press, New York pp. 195-216.

- KOHLER, A., BRINKMEIER, R., VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. - Berichte der Bayrischen Botan. Gesellschaft **45**: 3-36.
- KOZERSKI, H. P. (1977): Ein einfaches mathematisches Modell für den Phosphoraustausch zwischen Sediment und Trinkwasser. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. **5**(1): 53-65.
- KOZERSKI, H. P. (1979): Neuere Arbeiten zur mathematischen Modellierung des Nährstoffaustausches zwischen Sediment und Freiwasser. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. **7**: 5-16.
- LIEBMANN, H. (1939/40): Über den Einfluss der Verkräutung auf den Selbstreinigungsvorgang der Saale unterhalb Hof. - Vom Wasser **14**: 92-112.
- MCCOLL, R. H. S. (1974): Self purification of small fresh water streams: Phosphate, nitrate, and ammonia removal. - N. Z. J. of Marine and Freshwater Research **8**: 375-388.
- MENNAB, C. D. Jr. (1976): The potential of submersed vascular plants for reclamation of wastewater in temperature zone ponds. - In: TOURBIER, J. (Hg.): Biological Control of Water Pollution **15** 123-132 Philadelphia.
- MENDELSSOHN, J. A., MC KEE, K. L., PATRICK, W. H. Jr. (1981): Oxygen deficiency in *Spartina alterniflora* roots: Metabolic adaption to anoxia - Science **214**: 439-441.
- MEYER, J. L. (1979): The role of sediments and bryophytes in phosphorous dynamics in a headwater stream ecosystem. - Limnol. Oceanogr. **24**: 365-375.
- MUDROCH, A., CAPOBIANCO, J. A. (1979): Effects of treated effluent on a natural marsh, J. Water Pollution Control Fed. **51**(9): 2243-2256 Washington.
- NÜMANN, W. (1970): Die Möglichkeiten der Gewässerreinigung mit höheren Pflanzen nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen und theoretischen Überlegungen, Int. Revue Ges. Hydrobiol. **55**(1): 149-158.
- OZIMEK, T., KLEKOT, L. (1979): *Glyceria maxima* HART. HOLMB. in ponds supplied with post sewage water. - Aquatic Botany **7**: 231-339.
- PIETSCH, W. (1980): Biochemisch-makrophytische Methode der Nährstoffelimination aus Oberflächenwässern auf der Grundlage der Infiltration. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. **8**(4): 337-361.
- POLTZ, J., JOB, E. (1981): Limnologische Untersuchungen am Zwischenahner Meer und seinen Zuflüssen. - Mitteilungen aus dem NWA Hildesheim Heft **6**: 1-156, Hildesheim.
- POLTZ, J. (1983): Modellrechnungen zur Frage der Nährstoffbelastung des Zwischenahner Meeres. - Mitteilungen aus dem NWA Hildesheim Heft **9**: 75-106, Hildesheim.
- SCHWOERBEL, J. (1968): Untersuchungen über die Rolle der submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung von Phosphaten. - Münchner Beiträge Abwasser-, Fischerei- und Flußbiol. **5**: 361-374.
- SEIDEL, K. (1966): Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. - Naturwissenschaften **53**: 289.
- SPANGLER, F., SLOEY, W., FETTER, C. W. (1976): Experimental use of emergent vegetation for biological treatment of municipal wastewater in Wisconsin. - In: TOURBIER, J. (Hg.): Biological Control of Water Pollution **19**: 161-171, Philadelphia.
- TESSENOW, U. (1979): Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen. - Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung. 12. Jahrgang, Nr. **2**: 65-72.
- THIERFELD, D. (1983): Untersuchungen über den Einfluss emerger Makrophyten auf die Nährstoffelimination in einer biologischen Fließgewässer Versuchsstrecke. - Universität Oldenburg, Oldenburg.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968): Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen - und Fließgewässer-eutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. - Bericht der OECD unter DAS/CSI/68 **27**: 1-182.
- WATTENHOFER, R. (1980): L' assimilation-fixation de nutriments avec une culture experimentale de macrophytes (*Phragmites australis*) dans le but d'épurer des eaux usees. - Gas Wasser Abwasser **60**: 190-195.
- WIGHAM, D. F., SIMPSON, R. L. (1976): The potential use of freshwater tidal marshes in the management of water quality in the Delaware river. - In: TOURBIER, J. (Hg.): Biological Control of Water Pollution **20**: 173-186, Philadelphia.
- WIEFERIG, T., FRILLING, W. (1982): Studie zur Verbesserung der Wassergüte der Halfsteder Bäke und des Zwischenahner Meeres, Landkreis Ammerland. - Ingenieurbüro Wieferig & Frilling, Vechta.
- WIEGLEB, G. (1982): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an kleinen Fließgewässern in West Niedersachsen. - Habilitationsschrift, Universität Oldenburg, Oldenburg.
- WOLVERTON, B. C., MC DONALD, R. C. (1976): Water hyacinths (*Eichornia crassipes*) for removing chemical and phototrophic pollutants from laboratory wastewaters. - NASA, National Space Technology Laboratories, Technical Memorandum, TM-X-72731, 10 S.

- WUHRMANN, K. (1975): Gewässerqualifikation und Klassifikation. - EAWAG, Okt. 1975 Zürich.
- ZAUKE, G. P., THIERFELD, D., HÖPNER, T. (1982): Oxygen concentrations and elimination of inorganic phosphorus and nitrogen in an experimental watercourse stocked with emergent macrophytes. - *Aquatic Botany* **13**: 339-350, Amsterdam.

Anschrift des Verfassers:

Jörg D. Hardege, Apenrader Str. 25 c, 2900 Oldenburg

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Drosera](#)

Jahr/Year: 1985

Band/Volume: [1985](#)

Autor(en)/Author(s): Hardege Jörg

Artikel/Article: [Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäke, Teil II: Möglichkeiten der Elimination von gelösten Phosphaten durch Makrophyten und der Sanierung von Fließgewässern am Beispiel der Halfsteder Bäke 105-116](#)