

Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen



F & E- Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV)

(Aktenzeichen: 54.173/25-5230)

Abschlussbericht 2008

Autoren:

Dr. Petra Podraza (Projektleitung ab 2005), Dipl.-Ing. Thomas Brinkmann, Dr.-Ing. Peter Evers, Dipl.-Ing. Dierk von Felde, Dipl.-Ing. Uwe Frost, Prof. Dr. Ralf Klopp, Dipl.-Ing. Hermann Knotte, Fischereiwirtschaftsmeister Markus Kühlmann, Dipl.-Ing. Michael Kuk, Dipl.-Ing. Peter Lipka, Dr. Ernst A. Nusch (Projektleitung bis 2004), Dipl. Umweltwiss. Martina Stengert, Dipl.-Ing. Michael Wessel, Dr. Klaus van de Weyer

Inhaltsverzeichnis

	Kapitel	Seite
1	Einleitung	4
2	Flussstauseen der Ruhr: Lage und Charakteristika	9
2.1	Ruhr-Einzugsgebiet	9
2.2	Die Ruhrstauseen	9
2.3	Bedeutung der Ruhrstauseen für Freizeit- und Naherholungsnutzung	14
3	Historie der Makrophytenentwicklung in den Ruhrstauseen	17
4	Autökologie und Verbreitung der Gattung <i>Elodea</i>	24
5.	Fragestellung und Projektkonzeption	33
6	Methodik	39
6.1	Hydrologie	43
6.1.1	Abfluss	43
6.1.2	Fließgeschwindigkeiten	43
6.2	Wasserqualität	45
6.2.1	Stichprobenuntersuchungen und kontinuierliche Messungen	45
6.2.2	Lichtintensität	53
6.3	Sedimentuntersuchungen	56
6.4	Bestandserfassung Makrophyten	57
6.4.1	Satellitenauswertung	57
6.4.2	Echoloterfassung	59
6.4.3	Luftbildauswertung	64
6.4.4	Vorort-Kartierung	64
6.4.5	Kartierung von Vegetationsprofilen	66
6.4.6	Vergleich der Methoden der Bestandserfassung	68
6.5	Morphometrie von <i>Elodea nuttallii</i>	72
6.6	Chemische Gehalte und Abbaubarkeit	73
6.6.1	Nährstoff- und Schwermetallgehalte in <i>Elodea nuttallii</i>	73
6.6.2	Biologischer Abbau von <i>Elodea nuttallii</i>	73
6.7	Wachstumsexperimente	76
6.8	Bestandserhebung Fische	79
6.9	Bestandserhebung Makrozoobenthos und Zooplankton	82
6.9.1	Makrozoobenthos	82
6.9.2	Zooplankton	82

Inhaltsverzeichnis

	Kapitel	Seite
6.10	Fütterungsexperimente	83
6.10.1	Rotfedern (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	83
6.10.2	Versuch Graskarpfen (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	85
6.10.3	Makrozoobenthos	86
6.11	Experimente zur Erhöhung der Trübung	87
6.12	Mahd der Ruhrstauseen und Mahd in Testfeldern	89
6.12.1	Mahd der Ruhrstauseen	89
6.12.2	Mahd in Testfeldern	98
6.13	Kompostierung	99
6.14	Co-Vergärung	110
7	Ergebnisse	114
7.1	Hydrologie	114
7.1.1	Abfluss	114
7.1.2	Fließgeschwindigkeiten	123
7.2	Wasserqualität	134
7.2.1	Stichprobenuntersuchungen und kontinuierliche Messungen	134
7.2.2	Lichtintensität	157
7.3	Sedimentuntersuchungen	164
7.4	Bestandserfassung Makrophyten	172
7.4.1	Satellitenauswertung	180
7.4.2	Echoloterfassung	191
7.4.3	Luftbildauswertung	195
7.4.4	Vorort-Erfassung	197
7.4.5	Transektkartierung	206
7.5	Morphometrie von <i>Elodea nuttallii</i>	213
7.6	Biomasse und chemische Gehalte von <i>Elodea nuttallii</i>	217
7.6.1	Anreicherung von Schwermetallen in <i>Elodea nuttallii</i>	221
7.6.2	Sauerstoffzehrung von <i>Elodea nuttallii</i>	222
7.7	Wachstumsexperimente	227
7.8	Bestandserhebung Fische	231
7.9	Bestandserhebung Makrozoobenthos und Zooplankton	255
7.9.1	Bestandserhebung Makrozoobenthos	255

Inhaltsverzeichnis

	Kapitel	Seite
7.9.2	Bestandserhebung Zooplankton	257
7.10	Fütterungsexperimente	261
7.10.1	Rotfedern und Graskarpfen	261
7.10.2	<i>Elodea</i> als Nahrung von Makrozoobenthos	268
7.11	Experimente zur Erhöhung der Trübung	272
7.12	Mahd der Ruhrstauseen und Mahd in Testfeldern	275
7.12.1	Mahd der Ruhrstauseen	275
7.12.2	Mahd in Testfelder	277
7.13	Kompostierung	281
7.14	Co-Vergärung	297
8	Diskussion	304
8.1	Bestandsentwicklung	304
8.2	Mahd	315
8.3	Biologische Managementstrategien	320
8.4	Entsorgung von <i>Elodea</i>-Mähgut	331
8.5	Bewirtschaftungsaspekte Makrophyten-dominierter Flusstauseen	334
8.5.1	Bewirtschaftungsziele	334
8.5.2	Die Ruhrstauseen vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-WRRL	334
8.5.3	Monetäre Aspekte der Maßnahmen zur Bekämpfung und Beseitigung von Makrophyten-Massenbeständen	339
9	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	341
9.1	Abbildungsverzeichnis	341
9.2	Tabellenverzeichnis	353
10	Literaturverzeichnis	357

1 Einleitung

Makrophytenmassenentwicklungen sind ein natürliches Phänomen, das in der Natur als Folge der Pionierbesiedlung neu entstandener Biotope auftreten kann. Mit der Zeit werden diese Pionierarten durch konkurrenzstärkere Arten ersetzt und die Diversität nimmt zu, wobei die Biomasse in der Regel zurückgeht (BEGON et al. 1991).

Auch in einigen der Ruhrstauseen zeigten sich kurz nach ihrem Aufstau in der Mitte des 20ten Jahrhunderts die ersten Makrophytenmassenentwicklungen (Kap. 4). Diese gingen in den 40er Jahren infolge einer zunehmenden Eutrophierung zurück.

Im Jahr 2000 trat im Harkortsee die Nuttall's Wasserpest *Elodea nuttallii* erstmals massenhaft in flächigen Beständen, die bis zur Oberfläche reichten, auf. Im darauf folgenden Jahr wurde sie ebenfalls in Massen im Hengsteysee und Kemnader See nachgewiesen. Abb. 1-1 gibt einen fotografischen Eindruck vom Ausmaß der Massenbestände im Harkortsee im Sommer 2004.



Abb. 1-1: Makrophytenmassenentwicklung im Harkortsee 2004.

Im Vergleich zu den Massenvorkommen heimischer Arten stellt das Aufkommen von *Elodea nuttallii*, einer neophytischen Art aus Nordamerika, jedoch ein anders geartetes Problem dar: Invasive Arten sind in ihrem Ausbreitungsverhalten nur schwer einschätzbar. In der Regel fehlen auf diese Art spezialisierte Schädlinge oder Fraßfeinde, welche die Entwicklung kontrollieren können. Die Reaktion der neu eingewanderten Art auf die sie umgebenden Lebensraumbedingungen, die sich in der Regel zumindest graduell von den Bedingungen an ihrem Ursprungsort unterscheiden, sind nicht zu prognostizieren. Eine Vielzahl von Arbeiten

beschäftigt sich daher mit den abiotischen Randbedingungen für das Massenaufkommen von *Elodea nuttallii*, die vor allem in Europa, Japan und Australien zu einem Problem wurde (z.B. EUGELINK 1998, JONES et al. 2000, PINOWSKA 2002, THIEBAULT 2005). Andere Arbeiten untersuchen die Interaktionen zwischen *Elodea nuttallii* und ihrer Schwesterart *E. canadensis*, die von ihr verdrängt wurde, oder über die Wechselwirkung zu anderen Makrophyten-Arten (z.B. JAMES et al. 1999, TREMP 2001, BARRAT-SEGRETAIN et al. 2002, VÖGE 2003).

Untersuchungen zu den Effekten unterschiedlicher Managementstrategien bei Makrophytenmassenentwicklungen sind vielfältig und häufig nicht eindeutig, Beschreibungen einer erfolgreichen und dauerhaften Reduktion von *Elodea*-Beständen, die nicht auf Herbizid-Einsatz beruhen oder sonstige negative Auswirkungen haben, fehlen. SCHEPKER & KOWARIK (2002) kommen bei ihrer Auswertung von Maßnahmen gegen Makrophytenmassenentwicklungen im Land Niedersachsen zu dem Schluss, dass keine der Maßnahmen zur Reduktion von *Elodea*-Beständen erfolgreich waren. Das plötzliche Erlöschen von *Elodea*-Beständen wurde nie von gezieltem Monitoring begleitet, so dass die Ursachen hierfür nicht nachzuweisen sind.

Mit dem Ausbleiben der *Elodea*-Massenbestände in den Ruhrstauseen im Jahr 2006 bot sich in dem Projekt erstmals die Möglichkeit, diese, nicht durch Maßnahmen hervorgerufene, allenfalls durch Maßnahmen verstärkte, Bestandsänderung zu analysieren.

Obwohl das massenhafte Auftreten von *Elodea nuttallii* besonders augenfällig ist, ist es nicht die einzige Wasserpflanze, die sich in den letzten Jahren in den Ruhrstauseen ausbreiten konnte.

Zwischenzeitlich konnten 22 verschiedene Wasserpflanzenarten nachgewiesen werden (Tab. 1-1), unter denen sich auch mehrere Vertreter finden, die auf der Roten Liste der in NRW gefährdeten Pflanzenarten geführt werden.

Tab. 1-1: Liste der in Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See vorkommenden Wasserpflanzenarten (✂ = als gefährdet in der Roten Liste NRW (Stand Sept. 1999) geführt)

Makrophyten	Rote Liste NRW
<i>Nitella mucronata</i> (stachelspitzige Glanzleuchteralge)	✂
<i>Fontinalis antipyretica</i> (Quellmoos)	
<i>Ceratophyllum submersum</i> (Glattes Hornkraut)	✂
<i>Ceratophyllum demersum</i> (Rauhes Hornkraut)	
<i>Myriophyllum spicatum</i> (Ähriges Tausendblatt)	✂
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (Wechselblütiges Tausendblatt)	✂
<i>Potamogeton pectinatus</i> (Gewöhnliches Kamm-Laichkraut)	
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (Kleines Laichkraut)	
<i>Potamogeton alpinus</i> (Alpen-Laichkraut)	✂
<i>Potamogeton crispus</i> (Krauses Laichkraut)	✂
<i>Ranunculus fluitans</i> (Flutender Hahnenfuß)	✂
<i>Callitriche cf. obtusangula</i> (Nußfrüchtiger Wasserstern)	

Makrophyten	Rote Liste NRW
<i>Callitriche hamulata</i> (Haken-Wasserstern)	✘
<i>Elodea canadensis</i> (Kanadische Wasserpest)	
<i>Elodea nuttallii</i> (Nuttall's Wasserpest)	
<i>Sparganium emersum</i> (Einfacher Igelkolben)	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> (Pfeilkraut)	
<i>Lemna gibba</i> (Buckelige Wasserlinse)	
<i>Lemna turionifera</i> (Rote Wasserlinse)	
<i>Spirodela polyrhiza</i> (Vielwurzelige Teichlinse)	✘
<i>Nuphar lutea</i> (Teichrose)	
<i>Zannichellia palustris</i> (Sumpf-Teichfaden)	✘

Der Wechsel von einem phytoplankton-dominierten Zustand in einen makrophyten-dominierten Zustand ist charakteristisch für Gewässer mit zwei stabilen Gleichgewichtszuständen. Die Gewässer können dann Jahr für Jahr mal den einen mal den anderen Zustand erreichen. Dieser Vorgang wurde von SCHEFFER (1989a) und SCHEFFER et al. (1993) beschrieben. VAN NES et al. (2002) erläutern, auf diesem Konzept aufbauend, die Reaktion von Makrophytenbestände auf Maßnahmen zur Bestandsregulation.

Auf Grund von negativen Auswirkungen des phytoplankton-dominierten Zustandes sind Maßnahmen der Seentherapie immer darauf ausgerichtet, Gewässer dauerhaft aus dem phytoplankton-dominierten Zustand heraus in einen makrophyten-dominierten Zustand zu überführen (Review hierzu siehe DWA 2005).

Der Rückgang der Phytoplanktondichten und das Aufkommen von Makrophyten wirken sich in vielfacher Hinsicht positiv auf die ökologischen Bedingungen im Gewässer aus:

- Die tagesperiodischen Schwankungen im pH-Wert und Sauerstoffgehalt nehmen ab.
- Licht dringt bis zum Gewässergrund und ermöglicht das Aufkommen benthischer Algen und submerser, d.h. untergetaucht lebender Makrophyten. Hierdurch wird die Diversität der pflanzlichen Besiedlung deutlich erhöht.
- Die Makrophyten reduzieren in ihren Beständen die Fließgeschwindigkeit, so dass suspendierte Partikel sedimentieren und nicht weiter transportiert werden.
- Die Makrophyten nehmen Nährstoffe auf und fixieren sie in ihrer Biomasse.
- Die Makrophyten stellen das Laichsubstrat für pflanzenlaichende Fischarten v.a. aus der Familie der Cyprinidae dar. Erst durch ihr Aufkommen wird deren natürliche Reproduktion ermöglicht.
- Die Makrophyten stellen Habitat und Versteck für Lauerjäger (z.B. Hecht, *Esox lucius*) aber auch für Jungfischbrut dar. Auch größere Vertreter des Zooplankton können sich in Makrophytenbeständen stärker vermehren, da sie einem geringeren Fraßdruck ausgesetzt sind.
- Das Makrozoobenthos, d.h. die Wirbellosenfauna, nutzt die Makrophyten als Lebensraum und Nahrung. Einige Arten sind in ihrem Vorkommen obligat an das

Vorkommen von Makrophytenbeständen gebunden, wie z.B. die beiden Wasserschmetterlings-Arten *Nymphula nymphaeata* und *Acentria ephemerella*.

Erst durch den Wechsel der oberen drei Ruhrstauseen von einem phytoplankton-dominierten Zustand in einen makrophyten-dominierten Zustand, durch eine Verbesserung der Sichttiefe und eine verringerte Trübung durch Algen wurde das Wachstum höherer Wasserpflanzen, hierunter auch anspruchsvollerer Arten, die z.T. auf der Roten Liste als in ihrem Bestand gefährdet eingestufte werden, möglich. Abb. 1-2 zeigt in einer Unterwasseraufnahme des Kemnader Sees, dass die Pflanzenbestände zwar durch Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) bestimmt werden, diese Art aber gemeinsam neben anderen Wasserpflanzenarten vorkommt. Das Sediment des Seegrundes zeigt sich reich strukturiert und hell gefärbt als Zeichen für gute Sauerstoffbedingungen auch im Substrat. Dies ist ein weiteres Indiz für die ökologisch positive Entwicklung der Flusstauseen (Abb. 1-3).



Abb. 1-2: *Elodea nuttallii*-Bestände mit *Ranunculus fluitans* (Flutender Hanhnenfuß) im Vordergrund und bandförmige Blätter von *Potamogeton berchtoldii* (Kleines Laichkraut) im linken Bildbereich (Foto: v.d. Weyer)

Abb. 1-3: Teichmuscheln (*Anodonta anatina*), eingegraben lebend in den sandigen Feinsedimenten des Kemnader Sees (Foto: v.d. Weyer)

Der derzeitige artenreiche makrophyten-dominierte Zustand ist damit ein Beleg für die positiven Auswirkungen des Ausbaus der Kläranlagen an der Ruhr, da erst das Senken v.a. der ortho-Phosphat-Konzentration und damit der Rückgang des Phytoplanktons diese Entwicklung ermöglichte.

Vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) und der vorläufigen Identifizierung der Ruhrstauseen als „erheblich veränderte Wasserkörper“ (EU CIS WG 2.2 2002) stellt der makrophyten-dominierte Zustand die Randbedingungen für den Zielzustand des „guten ökologischen Potenzials“ dar.

Diese ökologisch als positiv zu bewertende Entwicklung, führt jedoch auch zu Konflikten mit den Nutzern der Seen. Während Schwäne, Blesrallen und Enten noch von dem erhöhten Nahrungsangebot an Wasserpflanzen profitieren und in zunehmenden Dichten die Flusseen besiedeln, wird die Freizeitnutzung der Seen für Ruderer, Segler und Surfer in den Sommermonaten, bis hin zur Absage von Regatten durch die dichten, bis zur Wasseroberfläche reichenden Bestände (Abb. 1-1) deutlich eingeschränkt.

Auch die Wasserkraftnutzung wird durch abtreibendes Pflanzenmaterial in ihrer Effektivität beeinträchtigt, da dieses sich vor den Rechen ansammelt und den Wasserdurchsatz durch die Turbinen reduziert sowie den Wartungsaufwand deutlich erhöht.

Daher beantragte der Ruhrverband mit Schreiben vom 31.07.2003 beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW ein Forschungsvorhaben zur Untersuchung der Faktoren, die ein solches massenhaftes Auftreten begünstigen und welche Maßnahmen wirksam hiergegen getroffen werden können. Ziel des mit Schreiben vom 06.02.2004 unter dem Aktenzeichen 54.173/25-5230 bewilligten Vorhabens soll es dabei sein, die Bestände langfristig zu reduzieren, um eine Nutzung im gewünschten Umfang zu ermöglichen, ohne gleichzeitig die bis jetzt entstandenen positiven ökologischen Bedingungen der Ruhrstauseen zu gefährden. Dieses soll im Einklang mit dem Verschlechterungsverbot des Wasserhaushaltsgesetzes und der EU- Wasserrahmenrichtlinie und den dort formulierten Zielvorgaben eines guten ökologischen Potenzials geschehen.

Ein weiterer Aspekt der Maßnahmenplanung für ein nachhaltiges Flusstauseenmanagement ist jedoch auch die Kosten-Wirksamkeit der umzusetzenden Maßnahmen. Daher werden in dem Forschungsvorhaben verschiedenen Managementstrategien auf ihre Wirksamkeit getestet und in ihrem Aufwand monetär bewertet. Dabei werden nicht nur Maßnahmen in und am Gewässer selbst betrachtet, sondern auch die Möglichkeiten der Entsorgung und Verwertung des bei der Entnahme anfallenden Pflanzenmaterials berücksichtigt.

Mit dem hier vorgelegten Abschlussbericht soll damit nicht nur eine detaillierte Fallstudie zu Makrophytenmassenvorkommen in Flusstauseen der Ruhr vorgelegt werden. Er soll zudem als Leitfaden das Wissen und die Erkenntnisse im Umgang mit solchen Situationen zusammenstellen und für vergleichbare Bedingungen Hilfestellungen bei der Erstellung und Auswahl geeigneter Managementstrategien geben.

2 Flusstauseen der Ruhr: Lage und Charakteristika

2.1 Ruhr-Einzugsgebiet

Die Ruhr ist als östlicher Zufluss des Rheins in der Mitte von Westdeutschland gelegen und weist eine Gesamtlängstrecke von 219 km auf. Der größte Teil des ca. 4.500 km² großen Ruhreinzugsgebietes gehört der Mittelgebirgsregion an. Nur der Mündungsbereich der Ruhr und ihre nordwestlich gelegenen Zuflüsse werden dem Zentralen Tiefland zugeordnet. Der größte Teil des Einzugsgebietes (EZG) ist silikatisch geprägt mit klastischen Sedimenten und Schiefergesteinen. Aus diesen Gesteinen bildeten sich silikatische Böden wie Braunerden und Parabraunerden aus, die pedologisch das Einzugsgebiet dominieren. In den Auen sind die Böden relativ fruchtbar mit Bodentypen wie Pseudogley, Gley und Aueböden. Eingebettet in die Fließgewässerlandschaft des Silikatischen Grundgebirges finden sich verkarstete Kalkgebiete des Mittel-Devons, die als fossile Korallenriffe heute Massenkalkinseln in dem umgebenden Schiefergestein darstellen und geochemisch die Ruhr in den Übergangsbereich zwischen silikatischen und karbonatischen Gewässern einordnen.

Das "Ruhrgebiet", im Westen des Ruhreinzugsgebietes gelegen, ist eines der größten und am dichtest besiedelten industriellen Ballungszentren Europas. In der Folge des Bergbaus und der Stahlproduktion entstanden im 18. und 19. Jahrhundert entlang des Unterlaufs der Ruhr Großstädte wie Bochum, Essen, Mülheim und Duisburg. Mit ca. 2,2 Mio. Einwohnern im gesamten EZG wird das Wasser der Ruhr zu Trink- und Brauchwassernutzung von 5,2 Mio. Menschen benötigt, die zum größten Teil außerhalb z. B. im Einzugsgebiet von Emscher, Lippe, Wupper und Ems leben. Hieraus resultiert ein jährlicher Wasserverlust aus der Ruhr an andere Gebiete von ca. 300 Mio. m³. An ihrer Mündung weist die Ruhr einen mittleren Abfluss von rund 80 m³/s auf.

Im Ruhreinzugsgebiet wurden daher mehrere größere und kleinere Talsperren angelegt, die der Trinkwasserversorgung, Wasserregulierung und/oder Energiegewinnung dienen. Die Talsperren verringern die Hochwässer und sorgen in niederschlagsarmen Zeiten durch Niedrigwasseraufhöhung für eine ausreichende Wasserführung trotz Entnahme. Durch gezieltes Wassermengenmanagement über Talsperren kann der Abfluss der Ruhr weitgehend gesteuert werden.

Der Ruhrlauf zwischen Hagen und Essen (zwischen Fließkilometer km 92,9 und km 23,3) wurde an fünf Stellen zu Flusstauseen aufgestaut. Abb. 2-1 zeigt kartographisch das Ruhr-EZG mit Hauptnebegewässern und Lage der fünf Flusstauseen.

2.2 Die Ruhrstauseen

Zu Beginn dieses Jahrhunderts wurden noch nicht alle Abwässer im Flussgebiet der Ruhr in Kläranlagen behandelt. Die Klärtechnik beschränkte sich zudem überwiegend auf mechanische Verfahren. Um das Wasser der Ruhr so rein zu halten, wie es die Aufbereitung von Ruhrwasser zu Trinkwasser verlangt, war deshalb der Bau von Stauseen als Flusskläranlagen notwendig. Infolge der Verringerung der Fließgeschwindigkeit und der Verlängerung der Laufzeit werden in den Stauseen absetzbare Stoffe aus dem Flusswasser entfernt. Durch die Vergrößerung der Wasseroberfläche wird außerdem die Einwirkung von Sonnenlicht und Windbewegung verstärkt und die Sauerstoffaufnahme begünstigt. Dies fördert den Ablauf der biologischen Abbauprozesse im Wasser.

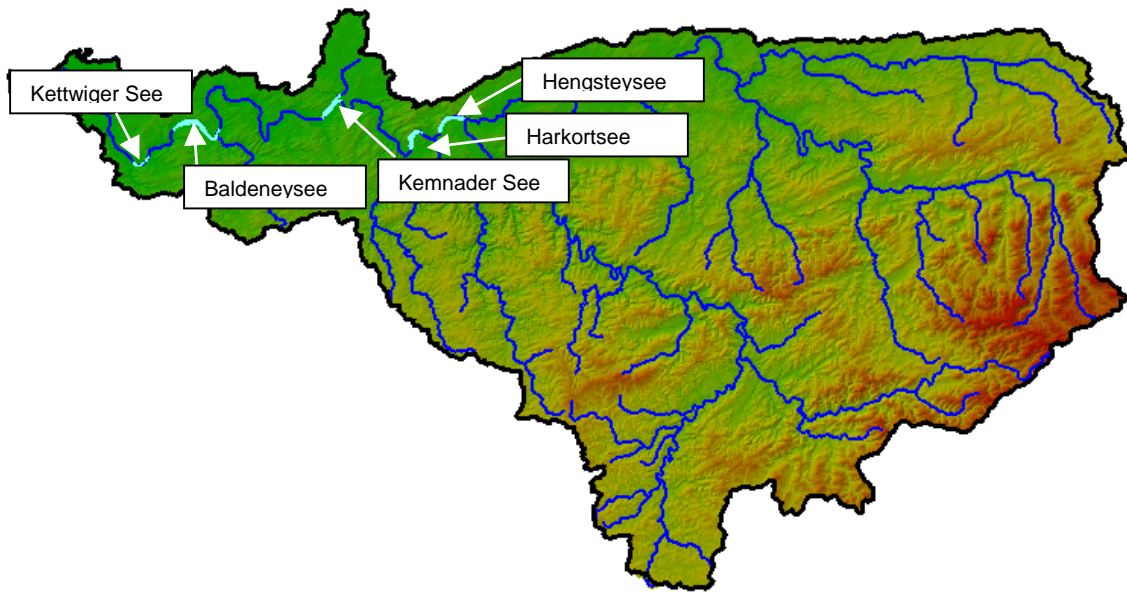


Abb. 2-1. Einzugsgebiet der Ruhr mit Höhenraster und Lage der 5 Flusstauseen

Auch beim heutigen Stand der Abwasserreinigung kann auf die Stauseen als Feinreinigungsstufe, insbesondere für eingeleitetes Regenwasser, nicht verzichtet werden. Infolge der biologischen Selbstreinigungsprozesse wird die Wasserqualität des Flusses beim Durchfließen der Stauseen, trotz temporärer Sekundärbelastung durch Planktonbiomasse, weiter verbessert (KOPPE et al. 1982).

Schon beim Bau der Ruhrstauseen wurden vielfältige Möglichkeiten zur Freizeitnutzung geschaffen. Im Laufe der Jahre ist die Bedeutung der Stauseen als Naherholungsgebiet ständig gestiegen. Nicht nur die Wasserflächen selbst, sondern auch die Uferzonen ermöglichen zahlreiche Aktivitäten, beispielhaft seien hier genannt: Radfahren, Wandern, Joggen, Rollschuhlaufen, Angeln, Rudern, Segeln und Kanufahren.

Auch die Uferunterhaltung hat sich mittlerweile von der reinen Befestigung der Ufer gegen Wellenschlag und Strömung mehr in Richtung einer ökologischen Uferunterhaltung gewandelt.

Die Stauseen sind – bis auf eine Ausnahme – mit Wasserkraftanlagen ausgerüstet. In einem Fall ist ein Pumpspeicherkraftwerk angeschlossen.

Eine Zusammenfassung der Charakteristika der Stauseen findet sich in Tab. 2-1

Der Hengsteysee

Der Hengsteysee liegt bei Hagen, unterhalb der Mündung der Lenne in die Ruhr. Zum Zeitpunkt seiner Inbetriebnahme (1929) wurde hier durch Mischung des säure- und eisenhaltigen Lennewasser mit dem alkalische Ruhrwasser eine erhöhte Schlammausfällung und damit eine intensive Reinigungswirkung erzielt. Heute ist durch den Bau von Kläranlagen die Qualität des Lennewassers wesentlich verbessert worden, und der Hengsteysee dient als Geschiefefang und Feinreinigungsstufe. Außerdem wird der Hengsteysee seit Inbetriebnahme als Unterbecken für das vom RWE erstellte Pumpspeicherkraftwerk Herdecke (Koepchenwerk) benutzt. Durch den Pumpspeicherbetrieb kann der Wasserspiegel im Hengsteysee bis zu 70 cm schwanken. Der Hengsteysee wurde in den Jahren 1988/89 als zweiter Ruhrstausee ausgebaggert. Im Nassbaggerverfahren wurden rd. 400 000 m³ Sedimente aus dem See entfernt.

Der Harkortsee

Unmittelbar an der Einmündung der Volme in die Ruhr liegt die Stauanlage Stiftsmühle, die hauptsächlich der Wasserkraftgewinnung dient. Im Unterwasser dieses Wehres beginnt der Harkortsee, dessen Stauanlagen sich in Wetter befinden. Das Wehr besitzt vier mit Walzen verschlossene Öffnungen und liegt unter der Ruhrbrücke der B 226. Kraftwerk und Schleuse liegen etwa 800 m weiter stromabwärts und werden durch einen Ausleitgraben gespeist. Hier, im Bereich des Kraftwerkes, wurde im Jahre 2004 ein naturnaher Fischaufstieg in Betrieb genommen, der den Fischen den Aufstieg von der Ruhr in den Harkortsee ermöglicht.

Der Harkortsee dient der Feinreinigung des aus der Volme und dem Ablauf des Klärwerks Hagen zufließenden Wassers, das sich mit dem im Hengsteysee bereits behandelten Wasser aus Ruhr und Lenne mischt. Außerdem hat er die Funktion eines Ausgleichbeckens für den Pumpspeicherbetrieb am Hengsteysee. Aus dem Harkortsee wird stets gleichmäßig so viel Wasser abgegeben, wie dem Gesamtsystem aus Ruhr, Lenne und Volme zufließt.

Während des Pumpbetriebes wird aus dem Hengsteysee kein Wasser in den Harkortsee abgegeben. Dann sinkt der Wasserspiegel des Harkortsees bis zu 50 cm ab. Sobald die Turbinen des Speicherkraftwerkes am Hengsteysee in Betrieb gehen, füllen sich Hengstey- und Harkortsee wieder auf.

Nach fast 70 Betriebsjahren war der See in weiten Teilen verlandet und wies teilweise Wassertiefen geringer als 50 cm auf. Daher wurde in den Jahren 1999 bis 2003 eine umfängliche Sedimenträumung vorgenommen, bei der ca. 450.000 m³ Ablagerungen entfernt wurden.

Der Kemnader See

Als bisher letzte Staustufe im Ruhrlauf wurde im Jahre 1979 der Kemnader See fertiggestellt. Das Wehr besitzt vier Öffnungen, die mit hydraulisch angetriebenen Klappen verschlossen sind.

Neben dem Wehr liegen Fischtreppe und Bootsgasse. Bei großen Hochwässern wird die gesamte Anlage überströmt. Ein Kraftwerk ist hier nicht vorhanden.

Der zwischen Witten-Heven und Bochum-Stiepel gelegene Stausee wurde vom Ruhrverband im Auftrage der Freizeitzentrum Kemnade GmbH (FZK) errichtet. Er dient in der Hauptsache den verschiedensten Freizeitinteressen. Als Nebeneffekt fällt eine gewisse Reinigungswirkung an.

Der Ruhrverband hat das Recht, zum Ausgleich niedriger Wasserführung der Ruhr den Kemnader See um 20 cm abzusenken. Im Jahre 1995 erfolgt die Übernahme des Kemnader Stausees in die Zuständigkeit des Ruhrverbands. Der Freizeitbetrieb wird jedoch nach wie vor von der FZK abgewickelt.

Der Baldeneysee

Im Süden der Stadt Essen, im schiffbaren Bereich der Ruhr, liegt der Baldeneysee. Sein Stauinhalt betrug bei der Fertigstellung (1933) rd. 8,3 Mio. m³. Durch seine Funktion als Flusskläranlage setzten sich im Laufe der Jahre immer mehr Sedimente auf seine Sohle ab. 1981, nach knapp 50 Jahren Betriebszeit, betrug sein Inhalt nur noch 6,5 Mio. m³, obwohl sich durch bergbaubedingte Senkungen der Sohle sein Volumen im Laufe der Zeit etwas vergrößert hatte. Bereits 1968 wurde daher mit den Planungsarbeiten zur Ausbaggerung des Sees begonnen. Die Ausbaggerung begann im April 1983 und wurde im Mai 1984 abgeschlossen. Insgesamt wurden 1,1 Mio. m³ Sedimente mit einem Spülbagger aus dem See entfernt. Nach der Ausbaggerung besaß der Baldeneysee wieder einen Stauinhalt von 7,6 Mio. m³.

Die Wehranlage in Essen-Werden besitzt drei Öffnungen, die durch Hubwalzen verschlossen sind. Das Kraftwerk nutzt ein mittleres Gefälle von 8,7 m. Die eingebaute Rückpumpturbine kann im Bedarfsfall bis zu 8 m³/s aus dem Unterwasser in den See heben.

Zwischen Wehr und Kraftwerk ist eine Schleuse angeordnet, die Schiffen bis zu 38 m Länge und 5,20 m Breite die Durchfahrt ermöglicht. Es passieren vorwiegend die Personenschiffe der Weißen Flotte, Unterhaltungsfahrzeuge und Sportboote.

Das Vogelschutzgebiet Heisingen am oberen Endes des Sees hat im Laufe der Jahre zunehmende Bedeutung erlangt. Heute brüten dort zahlreiche Vogelarten wie zum Beispiel Haubentaucher, Graureiher, Kormorane, Eisvögel, Rallen und verschiedene Entenarten in einem gegen Betreten vollständig geschützten Röhricht- und Auwaldgebiet.

Tab. 2-1: Charakteristik der fünf Flusstauseen der Ruhr

	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader See	Baldeneysee	Kettwiger See
Kilometrierung (km)	92,0 - 88,7	86,4 - 83,2	68,1 - 64,3	38,0 – 29,3	22,1 - 21,6
Ersteinstau	1929	1931	1979	1933	1950
Stauinhalt (Mio. m³) bei Ersteinstau	3,3	3,1	3	8,3	1,4
Oberfläche des Sees (km²)	1,36	1,37	1,25	2,64	0,55
Länge (km)	4,2	3,2	3	7,8	5,2
mittlere Breite, gerundet (m)	300	335	420	355	130
mittlere Tiefe, gerundet (m)	2,0	2,2	2,4	3,1	2,5
Stauziel (m ü. NN)	96,3	89,3	72	51,75	43
Stauhöhe (m)	4,6	7,8	2,6	8,7	6
Bewirtschaftungslamelle [cm]	70	50	20	0	0
Zahl der Wehröffnungen	4	4	4	3	2
Weite je Wehröffnung (m)	30	30,5	25	33,5	44
Verschlusskörper	Walzen	Walzen	Klappen	Walzen	Sektoren

Das Aufstauen der Ruhr zu Flusstauseen bedingt, dass diese kein seetypisches Trogprofil aufweisen, sondern Flachseen darstellen, bei denen die nun überstauten Uferbereiche eine Tiefe von ca. 1 bis 1,5 m haben, der Ruhrlauf selber aber Tiefen bis über 4 m aufweist. Abb. 2-2 zeigt exemplarisch die Wassertiefen im Kemnader See als bathymetrische Karte. Gut erkennbar ist das ehemalige Ruhrbett als tieferer Bereich in der Seemitte.

Auf Grund der geringen durchschnittlichen Tiefe neigen die Flusstauseen in unterschiedlich starkem Maße auf Grund von Geschiebetransport und Sedimentation zur Verlandung. Zur Aufrechterhaltung der Schiffbarkeit und der Wassersportnutzung wurden daher, wie oben näher beschrieben, bereits Sedimententnahmen am Baldeneysee, Harkortsee und Hengsteysee notwendig.

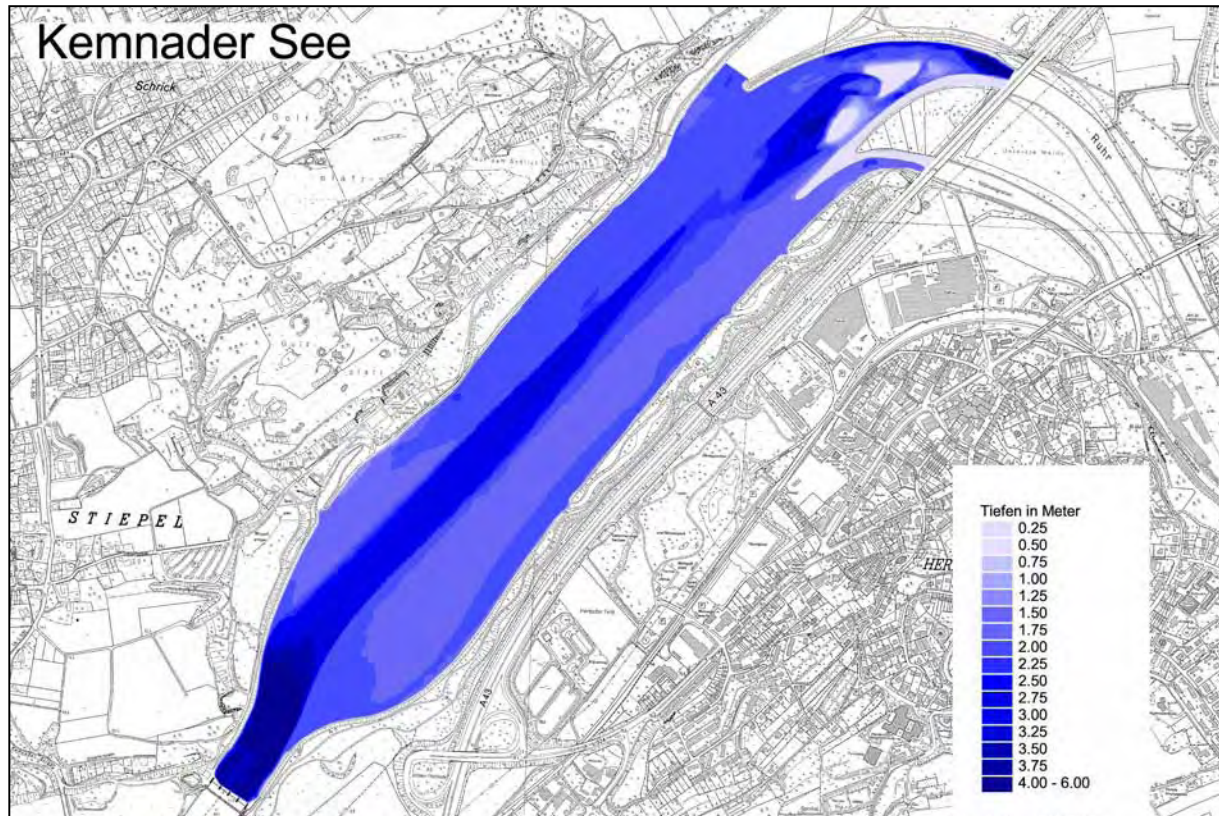


Abb. 2-2: Bathymetrische Karte Kemnader See vom Jan. 2004

2.3 Bedeutung der Ruhrstauseen für Freizeit- und Naherholungsnutzung

Nach dem Rückgang der Bedeutung der Flusstauseen zur Reinigung des Ruhrwassers wuchs ihre Bedeutung für die Naherholung des angrenzenden dicht besiedelten Ruhrgebietes stetig an. Die Anlage des Kemnader Sees spiegelt diese Bedeutung für die Region wieder. Auf den Seen sind ca. 50 verschiedene Yacht-, Segel-, Ruder-, Kanu- und sonstige Wassersportvereine aktiv, Ruder-, Paddel-, Tret- und Elektroboote können ausgeliehen werden. Die Fahrgastschiffe der „Weißen Flotte“ sind ein wichtiger Beitrag zur Personenschiffahrt auf der Ruhr. Die Tab. 2-2 gibt eine Übersicht über die Intensität der befahrenen Ruhrabschnitte, die Betreiber sowie die genutzten Fahrzeuge der Personenschiffahrt auf den Ruhrstauseen. Der Baldeneysee ist Landes-Leistungstützpunkt der Kanuten und Ruderer, hier werden internationale Regatten und Turniere ausgerichtet. Makrophytenmassenentwicklungen, wie sie seit 2000 in Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See auftreten, gefährden diese Nutzungen. Einzelne Regatten mussten in allen drei Seen bereits abgesagt werden, da die Regatten-Strecken nicht frei passierbar waren. Finanzielle Einbußen entstehen bei Vereinen und Betreibern, da Schiffseigentümer ihre Boote zu anderen Gewässern ohne Makrophyten-Problematik umsetzen. Der Umsatz für Leihboot-Betreiber geht ebenfalls zurück, da die Seen entweder nur teilweise befahren werden können, bzw. Touristen die Pflanzenteppiche als unattraktiv empfinden und auf Bootsfahrten verzichten. Gleiches kann sich auch auf die Nutzung der Fahrgastschiffe auswirken.

In Abb. 2-3 sind Pressemitteilungen zu diesem Thema zusammengestellt, die zeigen, mit welcher emotionalen Einstellung das Massenvorkommen der Wasserpest *Elodea nuttallii* diskutiert wird.

Tab. 2-2: Übersicht über die Personenschifffahrt der Ruhrstausee
(aus: GESCHÄFTSSTELLE RUHRTAL 2003)

See / Flussabschnitt	Betreiber	Fahrzeuge			Anleger	Verkehrszeit- raum
		Bezeichnung	Passagier- kapazität	Tiefgang		
Baldeneysee	Weisse Flotte Baldeney GmbH	3 Schiffe der Weissen Flotte	150 – 300 Personen	1,20	Kupferdreh, Heisingen, Hs. Scheppen, Baldeney, Hügel, Wehr Oberwasser	9 Seerundfahrten täglich von April bis Oktober, 3 mal täglich Anschluss- fahrten nach Kett- wig, 1 mal täglich Kupferdreh – Mülheim / Wasser- bahnhof
Kemnader See	Dieter Meier, Herdecke	MS Kemnade	290 Personen	1,20	Hafen Heveney, Wehr Kemnade, Oveney, Gibraltar, Herbede Südufer, Bad Heveney	4 – 8 Seerundfahr- ten täglich von April bis Oktober
Ruhrabschnitt Kemnader See – Witten – Bommern	Stadtwerke Witten GmbH	MS Schwalbe	150 Personen	1,00	Bad Heveney, Herbede, Lakebrücke, Schleuse Herbede, Hardenstein, Bommern, Uferstr.	3 – 4 Streckenfahrten täglich von April bis Oktober
Harkortsee	Dieter Meier, Herdecke	MS Friedrich Harkort	250 Personen	0,80	Wetter, Schwungrad, Herdecke	5 – 9 Seerundfahrten von Mai bis Oktober
Hengsteysee	Jürgen Dörbach, Herdecke	MS Freiherr vom Stein	250 Personen	0,80	Herdecke, Schiffswinkel, Freibad Hengstey- see, Niedermhof, Brücke Hengstey- see	5 – 9 Seerundfahrten von April bis Oktober

3 Historie der Makrophytenentwicklung in den Ruhrstauseen

Das übermäßige Wachstum von Wasserpflanzen ist nicht erst ein Problem der jüngeren Zeit. Aus archivierten Akten des Ruhrverbands geht hervor, dass die Verkrautung des Hengstey- und Harkortsees bereits kurz nach dem Aufstau begonnen hatte. Im Juni 1932 beklagte die Stadtverwaltung Wetter das starke Aufkommen von Wasserpflanzen im Harkortsee, dergestalt, dass „die Wasserfläche unansehnlich“ sei und die „Paddelfahrten durch diesen Übelstand behindert“ würden. Der Verkehrsverein forderte, wie dies auch schon 1931 auf dem Hengsteysee praktiziert wurde, das Kraut mechanisch zu entfernen. Da das Gerät nicht gleichzeitig auf beiden Seen eingesetzt werden konnte, war die Antwort des Betriebsleiters der Stauseen, Dipl.-Ing. Narres, eher hinhaltend: Der Pflanzenwuchs sei noch nicht „übermäßig stark“ und müsse „mit Rücksicht auf die Fischzucht“ hingenommen werden. Handlungsbedarf wurde demnach nicht angenommen, solange nicht der „Pflanzenwuchs betriebsstörend würde“. Das trat allerdings bereits ein Jahr später (September 1933) ganz massiv ein. Am Kraftwerk Wetter hatte sich der Rechen so zugesetzt, dass die Rechenkonstruktion dem Wasserdruck nicht standhielt und zusammenbrach. Es mussten zwei Kolonnen von je fünf Mann eingesetzt werden, um mit Hilfe eines von einem Schlepper über die Wasserfläche gezogenen 15 m langen, mit Haken bestückten Holzbalkens der Verkrautung Herr zu werden.

1935 wurde „die bisher stärkste Verkrautung“ in beiden Seen beobachtet. Bis zu sechs Mann (zum Teil im Tagelohn arbeitend) waren „ununterbrochen Tag und Nacht beschäftigt und haben schätzungsweise 200 bis 250 m³ Kraut an Land geschafft“ (Abb. 3-1 und 3-2).

Es handelte sich um eine „Wasserpflanze („Wuchergras“), welche nicht fest im Boden verwurzelt ist“ und „durch die Strömung vor unser Krafthaus getrieben wird“. Darin seien „Unmengen Fischbrut“ enthalten, die unvermeidlich „mit an Land geschafft“ würden.



Abb. 3-1 und 3-2: Massenentwicklung von „Wuchergras“ im Harkort- und Hengsteysee, 1935

Im Hengsteysee wurde eine „Glieder-Netz-Egge“ zum Preis von 58 Reichsmark angeschafft, mit deren Hilfe „das Kraut mit gutem Erfolg ausgerissen und die Regattastrecke freigemacht“ wurde. Die Maßnahmen, das Kraut an Land zu ziehen, aufzugabeln und in Haufen aufzuschichten, waren aber offenbar ohne nachhaltigen Erfolg. 1937 wurde im Juni mit den Entkrautungsmaßnahmen begonnen, diesmal bereits mit einem Krautschneidegerät mit Fangvorrichtung. Hierfür wurden bis Ende August 1937 1.160 Arbeitsstunden benötigt.

Es wurde bereits damals darauf hingewiesen, möglichst früh mit dem Schnitt zu beginnen, „bevor im Juli das Kraut so dick wird, dass die Maschine sich festarbeitet“. Auch im Mai 1939 begann man frühzeitig mit der Mahd, „da in diesem Jahr die Regatta schon am 11. Juni stattfindet“ und man „keine Überraschung erleben“ wollte.



Um die aus dem Hengsteysee abgetriebenen Wasserpflanzen aus dem Harkortsee fernzuhalten, wurde ein „Krautfangnetz“ im Obergraben installiert. Diese flankierende Maßnahme hat aber offenbar nicht immer funktioniert. Jedenfalls musste im Sommer 1938 das Kraut vor dem Krafthaus des Harkortsees „durch Einsatz sämtlicher Leute vom Boot aus beseitigt werden“ (Abb. 3-3).

Abb. 3-3: Krafthaus Harkortsee, 1939

Im Vermerk vom 1. Juli 1939 wird beschrieben, dass die „Verkrautung wieder stark eingesetzt hat“ und die Bearbeitung des Bodens mit der Egge auf der Regattastrecke das Schneiden mit der Maschine „doch nicht ganz unnötig gemacht hat“. Die „Mähmaschinen sollten möglichst doch noch zusammengebaut werden, sobald Leute frei werden“. Ein handschriftlicher Hinweis vom 2. März 1940 auf o.a. Vermerk besagt, dass das „Grasschneiden nicht mehr ausgeführt worden“ ist. Dies offenbar nicht nur wegen kriegsbedingt fehlender Arbeitskräfte, sondern auch, weil das Krautwachstum inzwischen zurückgegangen war.

Im Laboratorium des Ruhrverbands wurden durch Prof. Sierp und Mitarbeiter Versuche zur Beseitigung bzw. Verwertung der anfallenden pflanzlichen Biomasse durchgeführt. Die Analysen des Pflanzenmaterials ergaben einen Anteil von 73,2 % organischer Substanz, die mineralischen Bestandteile (26,8 %) waren offenbar auf Verunreinigungen des Materials (ca. 9 % Sand!) zurückzuführen. Der Stickstoffgehalt betrug 3,5 %.

Auch Faulversuche („mit gutem Faulschlamm“) wurden durchgeführt, wobei aus den Pflanzen (4,5 l entsprechend 1.000 g Trockensubstanz) in sechs Monaten bei 20,2 C insgesamt 56.300 cm³ Faulgas entwickelt worden war. Die aus Pflanzen eingebrachte organische Substanz hatte von 368 g auf 290 g abgenommen, wobei 153 cm³ Faulgas pro g pflanzlicher oTS entwickelt wurden.

Es wurde darauf hingewiesen, dass das Material infolge des „hohen Anteils an Zellulose, Kutin und verkorkten Membranen biologisch schwer zersetzbar“ sei. Da der ausgefaulte Schlamm noch ein „außergewöhnlich hohes Volumen“ behalten hatte, wurde empfohlen, die Pflanzen besser zu „zerteilen“, damit sie „dem Schlamm bessere Angriffsmöglichkeiten bieten und nicht nachher durch Einnehmen eines zu großen Raums im Faulraum störend wirken“. Es wurde auch auf die Möglichkeit der landwirtschaftlichen Verwertung („physikalische Verbesserung der Bodenstruktur“) und auf eine „bei der Papierfabrik Kabel

vorhandene Zerkleinerungsmaschine für Holzspäne, die auch für dieses Pflanzenmaterial geeignet sein dürfte“ hingewiesen.

Die Kompostierung ist offenbar nicht erfolgreich verlaufen, „wo es in Hausgärten als Dünger untergegraben wurde, kam es nach Jahren unverdorben wieder zutage und hätte getrocknet und gefärbt den schönsten Shag-Tabak vorgetäuscht“.

Eine 1957 ausgegrabene Probe wurde von Dittmar, dem Hydrobiologen im Laboratorium des Ruhrverbands, untersucht. Er stellte fest, dass es sich seinerzeit um eine „Potamogeton-Art handelte, die auch heute noch im Harkortsee vorkommt“. Er nahm an, dass die „aerobe Verwesung des Pflanzenmaterials nicht stattfinden konnte und dadurch die Pflanzen in ihrer Struktur so gut erhalten geblieben waren, dass versucht wurde, ihre Art noch nachträglich zu bestimmen.

Es geht aus den Vermerken nicht eindeutig hervor, um welche Wasserpflanzen es sich gehandelt hat. Es ist von „Wuchergras“, „Wassergras“, „Grünkraut“, „Laichkraut“ die Rede. Dem (Un)geist der Zeit entsprechend wurde in den Jahren 1937 und 1938 das feinfaserige Wuchergras als „Judengras“ bezeichnet. Im Mai 1939 sei hauptsächlich „Breitgras“ (Anmerkung: vermutlich Igelkolben, *Sparganium*) vorhanden gewesen, während „Froschlöffelkraut“ (Anmerkung: wohl *Alisma plantago-aquatica*) und „Wuchergras“ nur vereinzelt vorkämen und nicht so stark entwickelt seien. Vereinzelt wurden auch „Wasserrosen“ (wohl *Nuphar lutea*) beobachtet.

Aus der Korrespondenz des Leiters der Stauseen-Betriebsabteilung, Dipl.-Ing. Narres, mit dem Gartenbauoberinspektor Schlesik, Dülmen, geht hervor, dass es bis 1955 noch nicht gelungen war, das „feinfaserige Wuchergras“ zu bestimmen. Schlesik rät, eine Pflanzenprobe an die Bundesanstalt für Gewässerkunde zur Artdetermination zu senden, zweifelt jedoch, dass man „eine klare Auskunft“ erhalte. Er befürchtete, dass „dieses lästige Unkraut Ihre ganzen Seen verpesten wird“. Narres gibt sich mit dem Hinweis nicht zufrieden und bemängelt, dass in den „bisher erschienenen Büchern über die Flora im Wasser“ das betreffende Kraut nicht beschrieben wird. „Die Herren Schriftsteller für dieses Fachgebiet haben doch etwas Wesentliches vergessen, wenn sie dieses Kraut, welches bei uns in solchen Massen auftritt, nicht aufgeführt haben“.

Eine Aktennotiz von Sierp vom 9. Mai 1940 lässt erkennen, dass schon früh beim Ruhrverband außer über eine mechanische Entfernung der Wasserpflanzen auch über biologische Maßnahmen der Bekämpfung bzw. Verwertung nachgedacht wurde. Anlässlich eines Gesprächs mit Domänenrat Kreuz von der Beratungsstelle des Reichsernährungsministeriums für landwirtschaftliche Abwasserverwertung wurde beschlossen, eine größere Pflanzenmenge aus dem Harkortsee zu einer Biberfarm in Dülmen zu bringen, „um zu sehen, ob der Biber diese Pflanzen nimmt“. Ob diese Fütterungsversuche tatsächlich durchgeführt wurden oder sie den Kriegswirren zum Opfer fielen, ist nicht bekannt.

Das Krautwachstum hatte sich in beiden Seen in den vierziger Jahren stark verändert. 1941 wird berichtet, dass in beiden Seen das Krautwachstum stark zurückgegangen sei. Im Hengsteysee wuchs jetzt „ein anderes Kraut, welches sich nicht im Herbst löst und die Schwierigkeiten bringt wie das im Harkortsee in der Hauptsache wachsende „Judengras“ (Vermerk vom 27. Februar 1942).

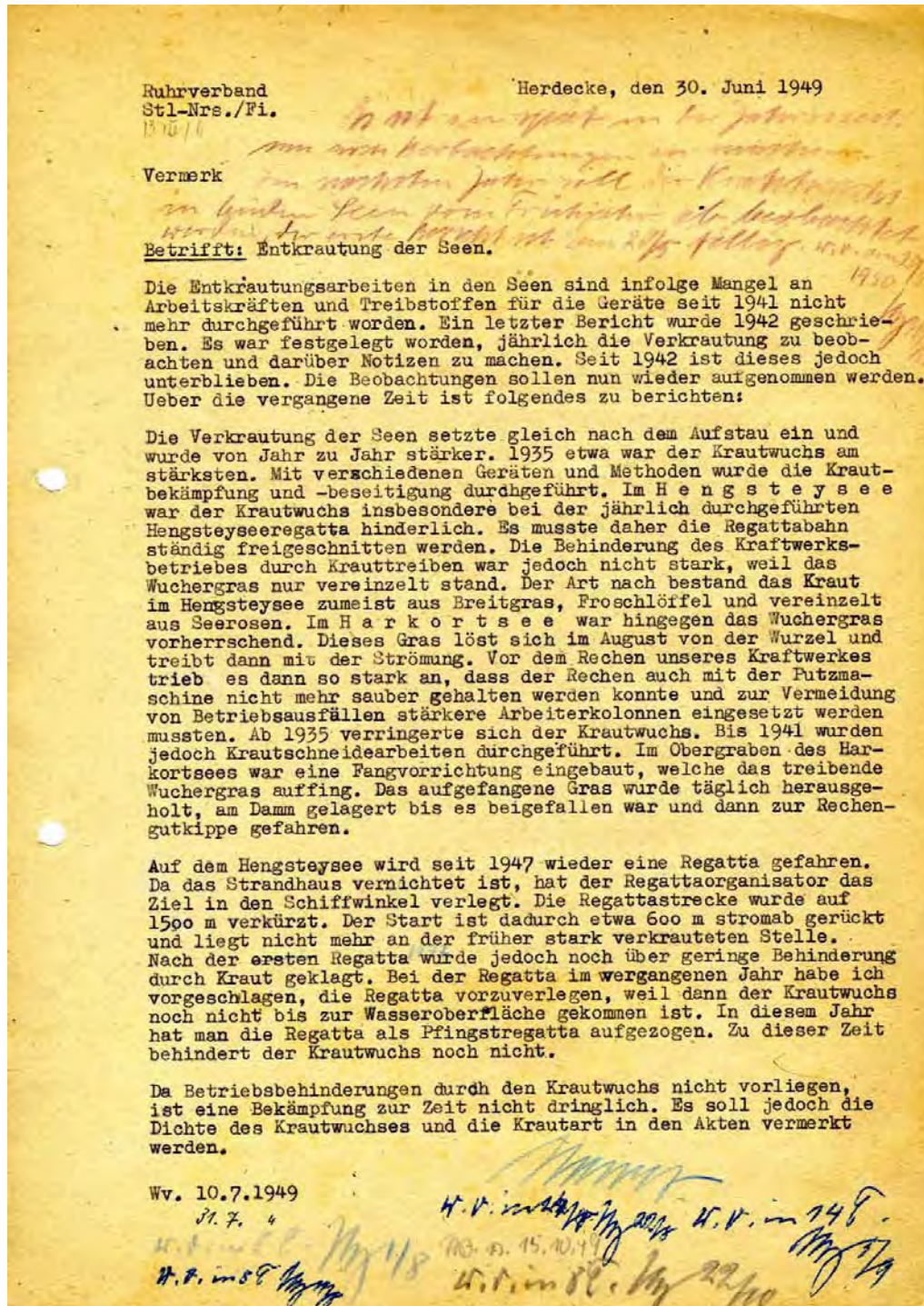


Abb. 3-4: Vermerk zur Entkrautung aus dem Jahr 1949

Ein im Hengsteysee eingesetztes Schneidgerät war trotz mehrfacher Reparaturen nach zwei Jahren vollständig unbrauchbar, weil sich die Schneidmesser „im Leerlauf in Krautlücken zu Bruch klappern“. Es wurden statt dessen wieder „Netzeggen“ zum Ausreißen der

Wasserpflanzen beschafft. Es wurde aber als vorteilhafter erkannt, das Kraut nicht erst zu entfernen, „wenn es voll ausgewachsen ist“, sondern schon vorher zu schneiden und zu beseitigen. Man war aber offenbar weder mit den Ausreiß- noch mit den Schneidegeräten zufrieden, weshalb sich der Leiter der Stauseeabteilung selber um Optimierung bemühte: „Eine Konstruktion für eine besondere Schneidvorrichtung verbunden mit einem selbsttätigen Aufladegerät habe ich fertig. Es kann sofort nach Kriegsende gebaut werden“.

In den Kriegsjahren sind die Untersuchungen und Entkrautungsarbeiten „infolge Mangel an Arbeitskräften und Treibstoffen“ nicht mehr durchgeführt worden. In einem zusammenfassenden Vermerk vom 30. Juni 1949 (Abb. 3-4) berichtet Narres, dass seit 1947 wieder eine Regatta auf dem Hengsteysee gefahren worden ist, wobei allerdings die Regattastrecke verkürzt und in weniger verkrautete Bereiche verlegt werden musste. Es wurde aber noch über eine „geringe Behinderung durch Kraut geklagt“. Daher wurde vorgeschlagen, bei zukünftigen Regatten den Termin als „Pfingstregatta“ vorzuverlegen. Da jedoch im Sommer 1949 „Betriebsbehinderungen durch den Krautwuchs nicht vorlagen, sei eine Bekämpfung zur Zeit nicht dringlich“. Es soll jedoch die Dichte des Krautwuchses und die Krautart in den Akten vermerkt werden.

1950 wurde die Idee einer biologischen Bekämpfung des Krautwuchses wieder aufgegriffen. Ausgehend von einem Artikel in „Wild und Hund“ Nr. 10 vom 27. August 1950 und der Beobachtung, dass auch auf dem Hengsteysee die Schwäne „den Krautwuchs kurz halten“, wurden durch Vermittlung von Hagenbeck, Hamburg-Stellingen, Schwäne beschafft und, nachdem sie „von der Stadt Hagen flugunfähig gemacht“ worden waren, 1952 ausgesetzt. „Der Erfolg ist abzuwarten“ vermerkt Narres eher skeptisch; am 15. Mai 1954 handschriftlich auf der Rückseite des Vermerks vom 26. August 1952 schon überzeugter: „Die Kurzhaltung des Krautes durch die Schwäne ist schon bemerkbar“. In einem Schreiben vom 2. Oktober 1955 an Schlesik, in dem er das Entkrautungsgerät beschreibt, findet sich der Satz: „Ferner sollen uns die Schwäne helfen, das Kraut kurz zu halten. Wenn unser Schwanenbestand erst wieder auf 50 bis 60 Stück angewachsen ist, wird diese Hilfe wohl spürbar“.

Aus diesem Brief geht hervor, dass damals auch ingenieurbioologische Maßnahmen zur Stützung der Litoralvegetation geplant waren: „Im nächsten Sommer will ich dann aus unserem Schilfbestand Stecklinge schneiden und einstecken, damit mit der Zeit doch ein merkbarer Schilfgürtel heranwächst“. Die Kultivierungsversuche waren aber offenbar nicht erfolgreich. Schlesik findet jedenfalls „keine andere Erklärung für den Misserfolg als Erstickung durch Sauerstoffentzug“.

In den fünfziger Jahren hat es offenbar einen Wandel in der Makrophytenbesiedlung gegeben. Das „Wuchergras“ war fast verschwunden. Es dominierte die zur Zeit seltene Seerose auf weiten Strecken eindeutig" (Abb. 3-5).

Daneben wurden 1954 auch „Froschlöffel, Schwaden, Teichbinsen und in der Uferzone Rohrglanzgras und Sumpfiris“ bestimmt (zwischenzeitlich hatte man, so eine Aktennotiz, das



Pflanzenbestimmungsbuch Stadtverwaltung wird Klage darüber geführt, dass sich „das Kraut im Freibad des Harkortsees störend bemerkbar macht“. Durch das Kraut werde die Flugasche festgehalten, so dass sich eine schmierige Schwimmdecke im Bad gebildet habe.

Abb. 3-5: Seerosenfelder im Hengsteysee, 1954

Interessanterweise (im Hinblick auf die jüngste Entwicklung des Artenspektrums der Flusstauseen) findet sich eine handschriftliche Notiz in den Akten, dass auch Hornkraut und ein „Armleuchtergewächs“? (Fragezeichen mit anderer Feder später hinzugefügt?) gefunden wurden. Auch heute finden sich die Gattungen *Ceratophyllum* (Hornkraut) und *Nitella mucronata* (stachelspitzige Glanzleuchteralge), eine Characee, zwischen der dominanten Art *Elodea nuttallii* (Abb. 3-6).

1956 wurde beobachtet, dass während eines Sturmes Ende Juli bei Windstärken von 8 bis 9 viel Wasserkraut in den Seen losgerissen und ans Südufer des Harkortsees geschwemmt wurde. Es handelte sich offenbar nicht mehr um die mit stabilen Wurzeln ausgestatteten



Makrophytenarten, sondern um eine „nur schwach verwurzelte (feinfaserige) Art“. Dr. Dittmar, der Hydrobiologe des Ruhrverbands, „meinte, es wäre *Potamogeton filiformis* (fadenförmiges Laichkraut)“. Offenbar kamen aber auch damals Fadenalgen gemeinsam mit höheren Wasserpflanzen vor; jedenfalls findet sich ein handschriftlicher Zusatz „*Cladofra*“ oder „*Spirogyra*“, das sind fädige Grünalgen.

Abb. 3-6: Stachelspitzige Glanzleuchteralge (*Nitella mucronata*)

In den folgenden Jahren hat es wohl keine für die Wasserwirtschaft, die Wasserkraftwerke und den Wassersport problematischen Massenentwicklungen mehr gegeben. Jedenfalls sind

keine diesbezüglichen Vermerke in den Archiven des Ruhrverbands zu finden. Es hatte sich im Hengsteysee in der Uferregion ein ausgedehnter Makrophytenbestand von Teichrosen (*Nuphar lutea*) gebildet, der ökologisch und fischereibiologisch wertvoll und durchaus erwünscht war (Abb. 3-5).

Offenbar hat die zunehmende Eutrophierung zu Massenentwicklungen von Planktonalgen und einer dementsprechend starken Eintrübung des Wassers geführt, so dass die submersen Makrophyten (höhere Unterwasserpflanzen) durch Lichtmangel unterdrückt wurden. Demgegenüber hatten die mit Schwimmblättern ausgestatteten Teichrosen eher eine Chance, um das für die Fotosynthese erforderliche Licht zu konkurrieren.

Erst 1994 wird in einer Aktennotiz über ein „erstmaliges Massenvorkommen der Wasserpest (*Elodea*)“ berichtet, die sich auf insgesamt 3 bis 5 % der Wasserfläche des Harkortsees, hauptsächlich in Wassertiefen < 1 m, ausgebreitet hatte. Die Notiz schließt mit der Bemerkung, dass „Maßnahmen zur Beseitigung dieser Wasserpflanzen momentan nicht nötig“ seien. Die Einschätzung, dass sich das Vorkommen von *Elodea*, das zunächst noch ohne gravierende Auswirkungen auf die bestehenden Nutzungen war, kurzfristig in seinem Ausmaß ändern könnte, bewahrheitete sich im Harkortsee im Jahr 2000 (RUHRGÜTEBERICHT, 2000). Im darauf folgenden Sommer waren Massenentwicklungen dieser Wasserpflanzenart auch im Hengsteysee und Kemnader See zu beobachten und führten dort zu ernststen Problemen bei der Freizeitnutzung.

Fazit aus der Historie

Massenentwicklungen von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen sind keine neuartige Erscheinung. Auch vor Eintreffen des Neophyts *Elodea* (neu eingewanderte Pflanzenart) in den neunziger Jahren hat es Probleme mit übermäßigem Pflanzenwuchs (Fadenalgen und Makrophyten) gegeben, denen mit mechanischen und biologischen Mitteln versucht wurde, Einhalt zu gebieten. Schließlich hatte sich vorübergehend das Problem „quasi von selbst“ durch ökologische Regulation gelöst, als sich ein natürlicher Uferbewuchs etabliert hatte und die Planktonalgen das Wachstum von Unterwasserpflanzen unterdrückten. Dass auch die Schwäne und/oder andere pflanzenfressende Vogel- und Fischarten an der Dezimierung der Wasserpflanzen bzw. an solchen zyklischen Populationschwankungen maßgeblich beteiligt waren, kann als wahrscheinlich angenommen werden.

4 Autökologie und Verbreitung der Gattung *Elodea*

Die Gattung *Elodea* kommt in Deutschland mit zwei Arten vor: *E. canadensis* und *E. nuttallii*, wobei Erstere von *E. nuttallii* zwischenzeitlich fast vollständig verdrängt wurde und für die Massenbestände in den Ruhrstauseen keine Rolle mehr spielt. Beide Arten stammen aus Nordamerika.

Kurzcharakteristik der Wasserpest-Arten

Die nachfolgenden Ausführungen stammen aus: ABERNETHY et al. (1996), CASPER & KRAUSCH (1980/1981), COOK & URMI-KÖNIG (1985), EUGELING (1998), GUTOWSKI et al. (1998), KLEINSTEUBER & WOLFF (1998), RUHRVERBAND (2001), SEEHAUS (1992), TREMP (2001), VÖGE (1994, 1995a, b), WEBER-OLDECOP (1977a, b), WOLFF (1980) und Beobachtungen von Dr. Klaus van de Weyer.

Taxonomie und Nomenklatur

Die Nomenklatur folgt KOPERSKI et al. (2000), RAABE et al. (1996) bzw. VAN DE WEYER & RAABE (1999). Die Bestimmung der Makrophyten wurde mit Hilfe der Bestimmungsliteratur von VAN DE WEYER (2002) vorgenommen. Die Unterscheidung zwischen den beiden Wasserpest-Arten erfolgte anhand morphologischer Kriterien. Material, das nicht eindeutig zuzuordnen war, wurde an Spezialisten geschickt (Dr. Gross, Universität Konstanz und P. Wolf, Saarbrücken).

Bestimmungsmerkmale

Das wesentliche Unterscheidungsmerkmal der beiden Arten ist die Form der Blätter. Während die Blätter bei der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*) stumpf oder wenig spitz endend sind, enden sie bei Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) deutlich spitzer (Abb. 4-1).



Abb. 4-1: Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) (aus: CASPER & KRAUSCH 1980/1981)

Diese morphologische Unterscheidung ist nicht in allen Fällen möglich, z.T. sind molekularbiologische Untersuchungen erforderlich (HAID & GROSS 2002). Nach COOK & URMI-KÖNIG (1985) kommen jedoch auch Hybride zwischen beiden Arten vor.

Vermehrung der Wasserpest-Arten

Während in Nordamerika sowohl männliche wie auch weibliche Pflanzen vorkommen, sind in Deutschland – außer in einem isolierten Bestand in Ostdeutschland - nur weibliche Pflanzen bekannt. Somit pflanzen sich beide Wasserpest-Arten in Deutschland ausschließlich ungeschlechtlich (vegetativ) fort. COOK & URMI-KÖNIG (1985) weisen jedoch darauf hin, dass in botanischen Gärten auch männliche Pflanzen kultiviert wurden, z.B. in Bonn. Die Vermehrung der Wasserpest-Arten erfolgt über unterirdische Ausläufer (Stolonen) und losgerissene Sprosssteile (Fragmente), die sich wieder bewurzeln können. Auffällig ist zudem die hohe morphologische Plastizität der Sprosssteile, die sich bei Veränderung der Standortbedingungen von Vertikal- zu Horizontalsprossen umwandeln können. Dies ist auch bei den Laichkräutern (*Potamogeton*) bekannt (VAN DE WEYER 1997). Die maximale angegebene Länge der Sprosse beträgt 2,5 m (VÖGE 1995). Das Wachstum kann ganzjährig erfolgen; in Hamburger Seen wurde die Hauptentwicklung zwischen September und Dezember beobachtet. Im Winter können beide Arten Winterknospen bilden.

Standortansprüche der Wasserpest-Arten

Beide Wasserpest-Arten weisen weite ökologische Amplituden bzgl. der Nährstoffgehalte auf; der Schwerpunkt jedoch liegt in nährstoffreichen Gewässern. Die Aufnahme von Nährstoffen erfolgt sowohl aus dem Sediment als auch aus dem Wasser. In NRW siedeln beide Arten in oligotrophen bis polytrophen Gewässern. Typisch ist ein geringer Lichtbedarf, der auch ein Wachstum bzw. Überwintern mit grünen Sprossen in trüben Gewässern und unter Eis ermöglicht. In oligotrophen Stillgewässern in NRW liegt die Tiefengrenze von Nuttall's Wasserpest bei 13 m, in Hamburg bei 15 m Tiefe. Hierbei handelt es sich jedoch nur um Einzelpflanzen, die in Glanzleuchteralgenrasen wachsen. Dominanzbestände finden sich in Hamburg und NRW bis in ca. 8 m Tiefe. Beide Wasserpest-Arten meiden Fließgewässer mit hoher Fließgeschwindigkeit; ihr Schwerpunkt liegt in langsam fließenden Abschnitten von Fließgewässern, Kanälen, Gräben und Stillgewässern aller Typen (Kleingewässer, Talsperren, Seen, Abgrabungen, Braunkohlerestgewässer). Wachstum kann bei Temperaturen über 4 °C erfolgen. Beide Wasserpest-Arten kommen in kalkreichen wie auch kalkarmen Gewässern vor.

Weitere Charakteristika der Wasserpest-Arten

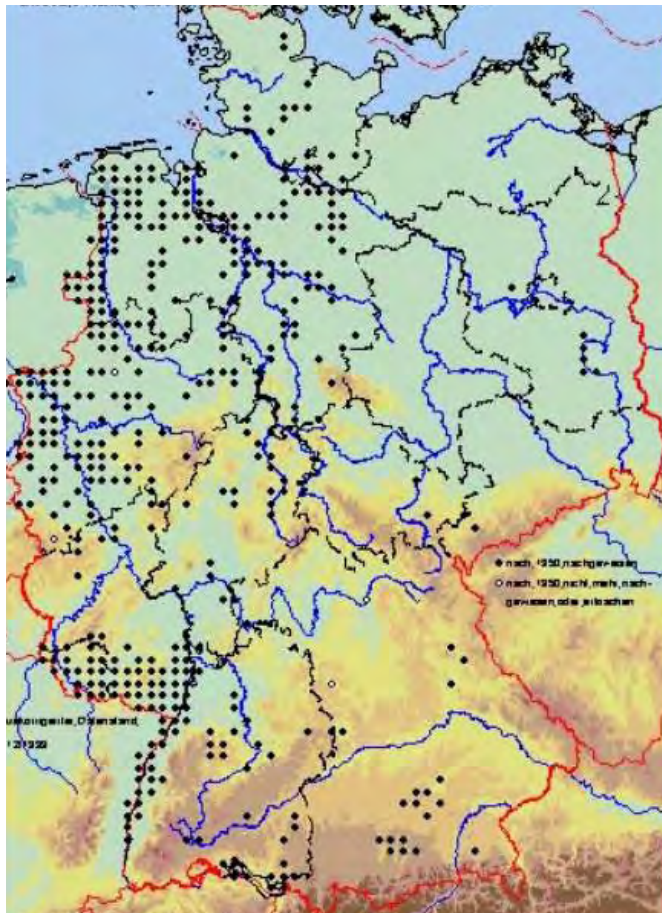
Charakteristisch für beide *Elodea*-Arten ist die starke Konkurrenzkraft gegenüber anderen Makrophyten, wobei Nuttall's Wasserpest als konkurrenzkräftiger gilt als die Kanadische Wasserpest. Nach SIMPSON (1990) weist *E. nuttallii* ein stärkeres Längenwachstum als die Kanadische Wasserpest auf, was zu Konkurrenzvorteilen führt. TREMP (2001) konnte hingegen ein vergleichbares Längenwachstum beider Arten feststellen. SIMPSON (1990) gibt Wurzelbildung von Nuttall's Wasserpest nach vier Tagen an, was zu Konkurrenzvorteilen gegenüber der *E. canadensis* führen soll, die erst nach 10-14 Tagen Wurzeln bildet.

VÖGE (1995) unterscheidet bei Nuttall's Wasserpest unterschiedliche Formen aufgrund der Blattform. Die „Lichtform“ weist zurückgekrümmte Blätter auf, während die Blätter der „Schattenform“ gerade sind. Die Winterformen sind auch gerade, aber kürzer. Zudem bestehen Unterschiede zwischen Flach- und Tiefwasserformen.

Auffällig sind Bestandsschwankungen bei beiden Arten. Bei der Kanadischen Wasserpest war zunächst eine starke Ausbreitung zu beobachten, dann erfolgte ein Rückgang in vielen Gewässern. Bei Nuttall's Wasserpest werden von VÖGE (1995) in Baggerseen in Hamburg drei Phasen unterschieden. In Phase 1 erfolgt die Etablierung (2-6 Jahre), die Expansion erfolgt in Phase 2 (2-3 Jahre), während Phase 3 den Rückgang charakterisiert, ohne dass die Pflanzen vollständig und dauerhaft verschwinden.

Verbreitung und Status der Wasserpest-Arten

Bei beiden Wasserpest-Arten handelt es sich um Neophyten. Hierunter werden Pflanzensippen verstanden, die unter Mithilfe des Menschen in „historischer“ Zeit eingewandert sind (nach 1492: Entdeckung Amerikas durch Kolumbus). Beide Arten stammen aus Amerika. *E. canadensis* erreichte bereits 1836 Europa, wobei die ersten Nachweise aus Großbritannien bzw. Irland stammen. Ob *Elodea canadensis* als Aquarienpflanze bewusst aus Amerika eingeführt wurde oder ob sie „als blinder Passagier“ an Holzstämmen hängend, die in Nordamerika geflößt wurden, unbeabsichtigt nach Europa gelangte, wird kontrovers diskutiert



E. nuttallii trat erst ca. 100 Jahre später als *Elodea canadensis* zunächst in Belgien auf, wo sie offensichtlich zunächst in botanischen Gärten kultiviert wurde und von dort unbeabsichtigt auch in andere Gewässer gelangte. Von Belgien ausgehend trat sie ihren rasanten Vormarsch Richtung Osten an. In Deutschland wurde die Kanadische Wasserpest erstmalig 1859 in Berlin beobachtet, in Westfalen im Jahr 1878 „in einer hafentartigen Ausbuchtung der Ruhr oberhalb Steele“ (RUNGE 1979).

Legende

- nach 1950 nachgewiesen
- nach 1950 nicht mehr nachgewiesen oder erloschen

Abb. 4-2: Verbreitung der Art *Elodea nuttallii* in Deutschland (aus: WWW.FLORAWEB.DE)

Nuttall's Wasserpest wurde hingegen erst 1953 in Münster, am Niederrhein erstmalig 1980 bei Kleve notiert. COOK & URMI-KÖNIG (1985) weisen darauf hin, dass Nuttall's Wasserpest bereits 1910 im Botanischen Garten in Bonn kultiviert wurde. Heute liegt der Schwerpunkt der Verbreitung in den alten Bundesländern. (Abb. 4-2).

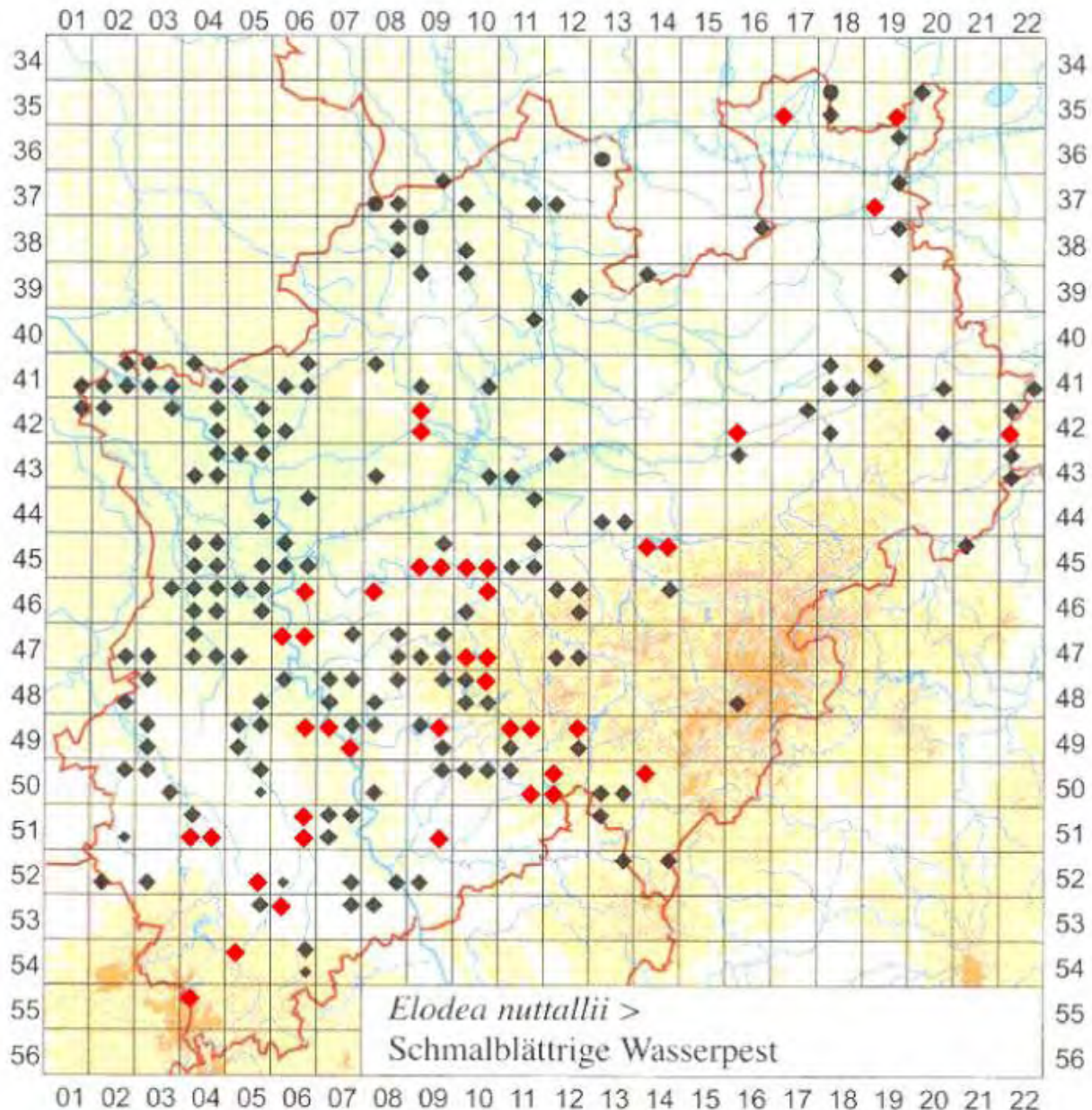


Abb. 4-3: Verbreitung der Art *Elodea nuttallii* in NRW aus:
HAEPLER, H., JAGEL, A., SCHUMACHER, W. 2003: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen: 616 S., Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
Rote Markierungen: Ergänzende Verbreitungsnachweise 2005 durch v.d. Weyer

In Nordrhein-Westfalen sind beide Arten mittlerweile weit verbreitet, der Schwerpunkt liegt deutlich im Tiefland. (Abb. 4-3).

In den östlichen Bundesländern gelegene Nachweise sind seltener und außer entlang von Schifffahrtsstraßen wahrscheinlich auf beabsichtigte oder unbeabsichtigte Neueinbürgerung zurückzuführen.

In Baden-Württemberg wurde *Elodea canadensis* auch in 970 m Höhe nachgewiesen, *Elodea nuttallii* bis zu 800 m ü.N.N..

Nachdem über Jahre hinweg, insbesondere von Seiten des Naturschutzes, versucht wurde, Neophyten zu „bekämpfen“, hat sich mittlerweile die Erkenntnis durchgesetzt, die Neubürger von Flora (Neophyten) und Fauna (Neozoen) zu akzeptieren. NUSCH (2001) schreibt hierzu: „Die statische Position und der konservatorische Ansatz im Natur- und Artenschutz gelten heute im Zeitalter der Mobilität und des weltweiten Austausches von Gütern aller Art („Globalisierung“) als überholt und die fast fremdenfeindlich klingenden Begriffe als unangebracht.“

Die nachfolgende Zusammenstellung enthält, ohne Anspruch auf Vollständigkeit, Gewässer, in denen *Elodea nuttallii* Massenvorkommen bildet und häufig Probleme bei Gewässernutzung und Unterhaltung verursacht. An den unterstrichenen Gewässern erfolgen verschiedenste Maßnahmen zur Bekämpfung.

Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen

Ruhr

Ems mit Nebenflüssen

Ahrenhorster Bach

Furlbach (Ems)

Ruthebach

Rhedaer Bach

Lodderbach

Eltingmühlenbach

Ladberger Mühlenbach

Floethe

Bever

Niers mit Braune Bach

Lippe

Rur

Linnicher Mühlenbach

Issel

Wupper

Eise

Werre

Xantener Altrhein

Seen/Talsperren

Steinhuder Meer (Niedersachsen)

Beyenburger See (Wupper)

Lake Zwemlust (NL)

Lake Vesjärovi (FIN)

Neyetalsperre

Bostal-See (Talsperre bei Saarbrücken)

Lister Talsperre

Kessenhammer Vorbecken

Baggerseen/Abgrabungen

Eyler See

Kranenburger See

Ville Seen (Tagebauseen)

Rees

Windheim (Minden)

Wolfssee (Isselbruch)

Diersfelder Waldsee (Wesel)

Unterbacher See (Düsseldorf)

Toeppersee (Duisburg)

Goitsche (Tagebausee)

Lebenszyklus von *Elodea nuttallii*

Elodea nuttallii ist als Pflanze mehrjährig und winterhart. Nach herbstlichen Hochwässern und Stürmen verbleiben meist nur kurze braune Pflanzenreste, die auf dem Gewässergrund liegen oder aus ihm herausragen. Bereits ab 4 °C Wassertemperatur können diese Reste grüne Seitentriebe ausbilden. Diese wachsen sehr langsam, können aber einen niederliegenden grünen Teppich bilden.

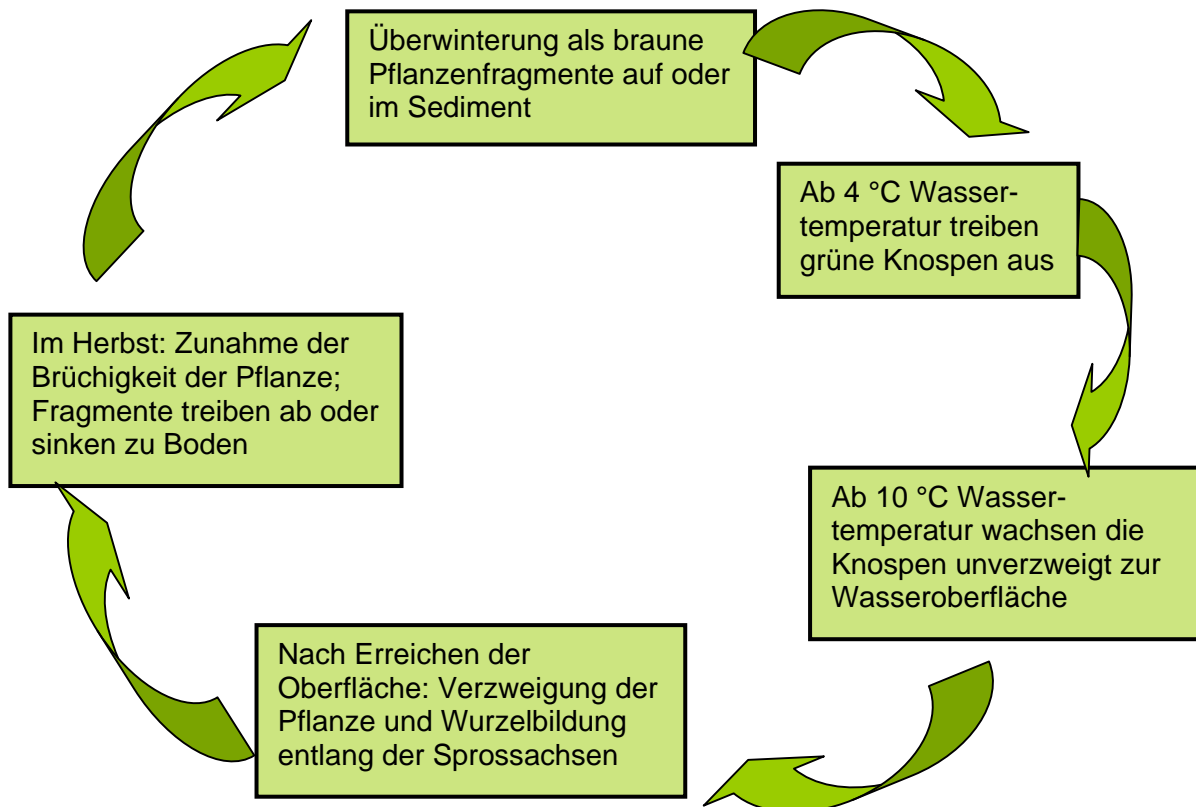


Abb. 4-4: Schematische Darstellung des Lebenszyklus von *Elodea nuttallii*

Dabei wachsen lose auf der Oberfläche liegende Triebe schneller als solche, die im Sediment verwurzelt sind. Dies begünstigt ihre Verbreitung auch in durch Mahd makrophytenfreie Bereiche. Übersteigt die Wassertemperatur 10 °C, bilden die niederliegenden Triebe Seitentriebe, die unverzweigt schnell bis zur Oberfläche wachsen. Haben sie diese erreicht, beginnt die Pflanze sich zu verzweigen und im Bestand dichter zu werden. Ein weiteres Längenwachstum des Hauptsprosses erfolgt, gehemmt durch die UV-Strahlung des Sonnenlichtes, nicht. In dem Stadium der Verzweigung bildet die Pflanze zudem Wurzeln entlang der Sprossachse. Damit sind bei Fragmentation alle Seitentriebe in der Lage, als neue, eigenständige Pflanze wieder Fuß zu fassen. Da das Wachstum von *Elodea* durch Streckung der sogenannten Internodien, d.h. der Stängelabschnitte zwischen den Blattwirteln, erfolgt und nicht nur auf die apikalen Pflanzenspitzen beschränkt ist, wird die Pflanze durch die Mahd zwar in ihrer Länge reduziert, jedoch nicht in ihrem Wachstum behindert.

Abb. 4-7 zeigt solche durch Mahd abgeschnittene, jedoch vitale Pflanzen. Vor allem die Seitentriebe zeigen nach der Mahd ein verstärktes Längenwachstum, um wieder die Oberfläche zu erreichen.

Im Herbst nimmt die Brüchigkeit der Pflanzen zu und bereits mäßige Abflussschwankungen sind ausreichend, um Teile oder ganze Pflanzen abzubrechen und mit der Strömung abwärts zu transportieren. Diese Ausbreitungsstrategie der Pflanze führt zu Ansammlungen ganzer Pflanzenteppiche vor den Rechen der Kraftwerke und vor Brückenpfeilern und verursacht damit Probleme bei ihrer Beseitigung. Abb. 4-4 zeigt den Lebenszyklus von *Elodea nuttallii* schematisch, die Abb. 4-5 bis 4-8 illustrieren die Entwicklung an Hand von Fotos.



Abb. 4-5: Januar-Aspekt im Kemnader See: einzelne, abgebrochene Triebe von *Elodea nuttallii* liegen auf dem Sediment. (Foto: v.d. Weyer)



Abb. 4-6: Bereits im April treiben die abgestorbenen erscheinenden Pflanzenfragmente von *Elodea nuttallii* aus und bilden grüne Triebe. (Foto: v.d. Weyer)

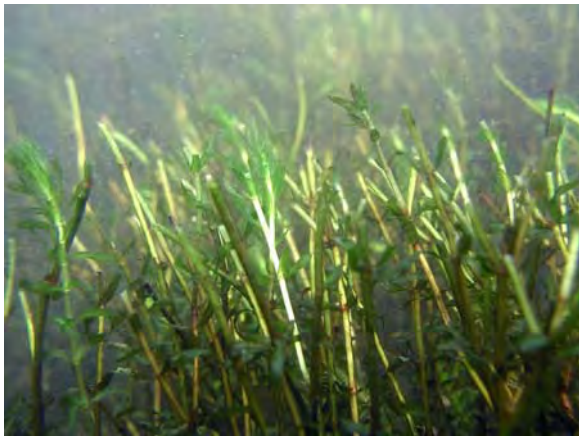


Abb. 4-7: Gemähte Bestände von *Elodea nuttallii*. Die Pflanzen sind grün und vital und treiben mit Seitenknospen wieder aus. (Foto: v.d. Weyer)



Abb. 4-8: Dichte Bestände von *Elodea nuttallii*, die bis zur Wasseroberfläche reichen. Auf Grund der erhöhten Brüchigkeit im Herbst treiben bereits Sprosstteile an der Wasseroberfläche. (Foto: v.d. Weyer)

Neben diesen vegetativen Anpassungen an eine schnelle Ausbreitung verfügt *Elodea* zudem auch noch über physiologische Strategien, sich gegenüber anderen Wasserpflanzen durchzusetzen, um auch unter für Wasserpflanzen nicht optimalen Bedingungen dichte Bestände aufbauen zu können. *Elodea nuttallii* ist so z.B. in der Lage Phosphat als Nährstoff in Jahreszeiten höherer Konzentrationen in ihrem Gewebe zu speichern. Hierbei besteht ihr Gewebe bis zu 7 % aus Phosphor (Anteil im Trockengewicht, Messungen im Rahmen des vorliegenden Projektes), andere Wasserpflanzenarten erreichen in der Regel Gehalte deutlich unter 1 %. Abb. 4-9 zeigt einen Vergleich der P-Gehalte verschiedener Wasserpflanzen.

Elodea nuttallii und *Elodea canadensis* sind in dieser Zusammenstellung die Arten mit der breitesten Amplitude, die auch noch mit geringen Phosphorgehalten bis 0,2 % der Trockenmasse existieren können.

ortho-Phosphat-Konzentration 2005

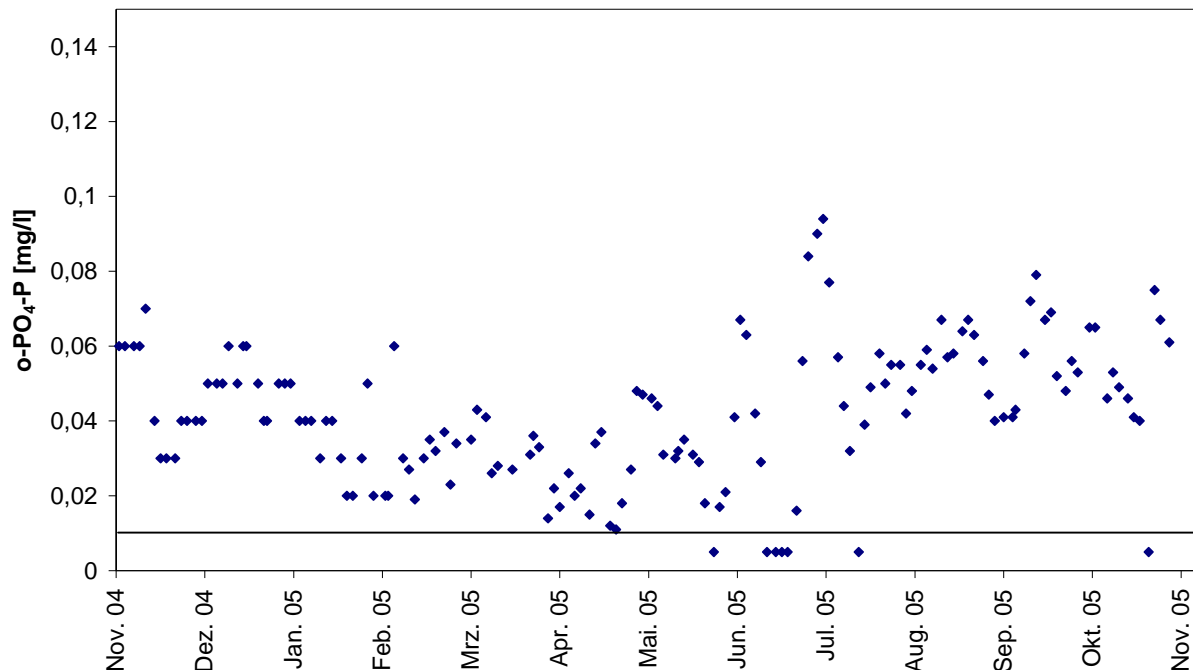


Abb. 4-10: Ortho-Phosphat-Konzentrationen der Ruhr im Abflussjahr 2005, gemessen in Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise), die Linie markiert die Nachweisgrenze <0,01 µg/l

Einen weiteren physiologischen Vorteil besitzt *Elodea* bezüglich der Art der Nährstoffaufnahme: während die meisten anderen Wasserpflanzen ihre Wurzeln in erster Linie zur Verankerung im Substrat nutzen, ist *Elodea* in der Lage Nährstoffe, v.a. Phosphat, in Abhängigkeit der Verfügbarkeit des Angebotes, sowohl über die Wurzeln als auch über die Blätter aufzunehmen. Durch diese beiden Anpassungen besitzt *Elodea* einen physiologischen Wachstumsvorteil gegenüber den anderen Makrophyten-Arten und auch gegenüber dem Phytoplankton und erklärt damit ihre Dominanz in den oberen drei Flusstauseen.

5 Fragestellung und Projektkonzeption

Das Forschungsvorhaben „Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen“ ist wie bereits aus dem Titel zu entnehmen in zwei Schwerpunkte untergliedert:

- A. Ursachen, Ausmaß und Folgen von Massenentwicklungen höherer Wasserpflanzen (Makrophyten), hier insbesondere von Nuttalls Wasserpest *Elodea nuttallii*
- B. Maßnahmen gegen Makrophyten-Massenentwicklungen inkl. Verwertung der anfallenden Pflanzenbiomasse

Für Schwerpunktthema A sollten gemäß Antrag die folgenden Fragen beantwortet werden:

1. Ist der Lichtbedarf entscheidend, bis in welche Wassertiefen bei welcher Trübung die Art gedeihen kann?
2. Welche bodenmechanischen Eigenschaften des Gewässerbetts sind maßgeblich für die Ansiedlung?
3. Welche Rolle spielt die Nährstoffaufnahme über die Wurzeln aus dem Sediment?
4. Welche Nährstoffe, Kalkgehalte und pH-Werte sind wachstumsbegrenzend?
5. Welche Fließgeschwindigkeiten sind fördernd oder tolerabel?
6. Welche Rolle spielt Konkurrenz um Licht, Nährstoffe, Raum, u. a. gegenüber Phytoplankton, Phytobenthos und anderen Makrophytenarten?
7. Welche Rolle spielt Herbivorie durch Fische und Wasservögel?
8. Spielt Allelopathie für die Wechselwirkungen zwischen Makrophyten und Phytoplankton im Gewässer eine Rolle?
9. Welche Folgen haben Makrophytenmassenentwicklungen für den Sauerstoffhaushalt?
10. Welche Folgen haben Makrophytenmassenentwicklungen für die Wasserkraftnutzung?
11. Welche Folgen haben Makrophytenmassenentwicklungen für die Freizeitnutzung?

Für den Schwerpunkt B sollten gemäß Antrag folgende Fragen bearbeitet werden:

1. Wirksamkeit physikalischer Maßnahmen (z. B. Lichtlimitierung, Austrocknen, Durchfrieren)
2. Wirksamkeit chemischer Maßnahmen (z. B. Nährstofflimitation, Herbizideinsatz)
3. Wirksamkeit mechanischer Maßnahmen (Schleppsense, Mahd)
4. Wirksamkeit biologischer Maßnahmen (z. B. Besatz mit herbivoren Fischen)

5. Bei mechanischen Maßnahmen: Entsorgung des Mähgutes durch:

1. Verwertung

- als Futtermittel
- in Kompostierungsverfahren (aerob)
- in Vergärungsanlagen (anaerob)
- in Faulbehältern kommunaler Kläranlagen → Co-Vergärung (anaerob)

2. Beseitigung

- in Verbrennungsanlagen → Müllverbrennungsanlagen (MVA)
- in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen (MBA)
- durch Ablagerung auf Deponien

Die Durchführung des Projektes mit praktischen Untersuchungen vor Ort und Auswertung von Literaturdaten zu diesen Themen war auf die Klärung dieser Fragen ausgerichtet. In der Bearbeitung kamen weitere Fragen hinzu, während andere als irrelevant verworfen werden konnten.

Für das Schwerpunktthema A ließen sich die aufgeführten Einzelfragen zu zwei Kardinalfragen subsumieren:

- Warum treten Massenentwicklungen im Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See auf, nicht aber im Baldeneysee?
- Warum kam es in der Projektlaufzeit 2004 und 2005 im Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See zu Makrophytenmassenentwicklungen und warum unterblieben diese 2006?

Die Bearbeitung der Einzelfragen zu Schwerpunktthema A sollte die Beantwortung dieser beiden Kardinalfragen ermöglichen.

Aus der Konkretisierung der Fragestellung, der Sichtung der bereits in der Fachliteratur zu diesen Fragen publizierten Daten und den ersten Untersuchungsergebnissen entwickelte sich die folgende Projektkonzeption:

Hydrologische und physikochemische Überwachung

Um eine mögliche Beeinflussung der Makrophytenentwicklung durch physikochemische Bedingungen in den Ruhrstauseen erfassen zu können, wurde am Kemnader See eine neue, kontinuierlich arbeitende Messstation eingerichtet. Daten der bereits existierenden Messstationen des Ruhrverbands in Hattingen, Essen-Werden (Auslauf Baldeneysee), Essen-Kettwig (Auslauf Kettwiger See) und während der Projektlaufzeit auch die Ergebnisse der neu eingerichteten Station in Wetter (Auslauf Harkortsee) wurden in die Auswertung mit einbezogen. Ergänzt und kontrolliert werden diese Daten durch wöchentliche Stichprobenuntersuchungen der Wasserqualität. Regelmäßige Rasteruntersuchungen des Lichtregimes in den Flusstauseen in verschiedenen Tiefen ergeben ein dreidimensionales Bild der für das Pflanzenwachstum wichtigen Lichtbedingungen. Hydrologische Daten liefern die Pegel in Hattingen, Hohenlimburg, Wetter, Villigst und Werden. Damit sind die vier im Fokus des Projektes stehenden Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee durch ein dichtes Messnetz abiotischer Parameter erfasst, die auf ihre mögliche Beeinflussung der Makrophytenbestände ausgewertet werden.

Hydraulische und geochemische Bedingungen der Gewässersohle

Messungen der Fließgeschwindigkeiten in verschiedenen Tiefen charakterisieren die hydraulischen Bedingungen in makrophytenbestandenen und makrophytenfreien Bereichen. Wiederholte Sedimentuntersuchungen in den Seen in makrophytenbestandenen und makrophytenfreien Bereichen vergleichen deren geochemische Qualität im Hinblick, ob hierdurch die Verteilung der Makrophytenbestände zu erklären ist. Zudem können durch einen Vergleich der Ergebnisse mit den Gehalten in den Makrophyten Schlüsse gezogen werden, ob bestimmte Stoffe gezielt den Sedimenten entzogen und in der Pflanze angereichert werden.

Auf eine differenzierte Betrachtung der Sedimentzusammensetzung hinsichtlich ihrer Körnung wurde verzichtet, da Unterwasseraufnahmen und Beobachtungen bei den Betauchungen ergaben, dass die Gewässersohlen der Flusstauseen relativ einheitlich sind und kein differenzierbares Verteilungsmuster erkennen lassen. Zudem ist für *Elodea nuttallii* bekannt, dass sie als Standorte zwar sandige Bereiche bevorzugt, jedoch auch auf kiesigen und grobsteinigen Sedimenten vorkommt.

Bestandserfassung

Für die Bestandserfassung der Makrophyten werden zunächst die verschiedenen in der Literatur beschriebenen Verfahren angewendet und in ihrer Aussagekraft und Zeitaufwand verglichen. Eine abschließende Kosten-Nutzen-Analyse ermittelt das im Projekt regelmäßige anzuwendende Verfahren bzw. die zu verwendende Verfahrenskombination. Ziel der Bestandserfassung ist es, die Ausdehnung der Bestände im Jahresverlauf zu dokumentieren. Durch den Vergleich der Bestandsentwicklung der verschiedenen Makrophytenarten ist es möglich, Rückschlüsse auf mögliche Raumkonkurrenz zwischen zwei Arten zu ziehen. Ziel kann es hierbei sein, hochwüchsige Arten wie z.B. *Elodea nuttallii* durch niederwüchsige Arten wie z.B. *Nitella mucronata* (stachelspitzige Armeleuchteralge) zu ersetzen, so dass die Freizeitnutzung nicht weiter durch Massenbestände beeinträchtigt wird, die positiven ökologischen Wirkungen von geschlossenen Makrophytenbeständen jedoch erhalten bleiben.

Setzt man das Verteilungsmuster und die Ausdehnung der Bestände in Bezug zu den hydrologischen, hydraulischen und physikochemischen Messungen sowie zu den physikochemischen Charakteristika der Sedimente der Gewässersohle, können Erklärungsansätze für die Heterogenität der Bestände und mögliche Steuergrößen ermittelt werden.

Durch Abschätzung der Biomassen können Rückschlüsse auf Wachstumsraten und Ausmaß notwendiger Gegenmaßnahmen getroffen werden. Zudem kann das Gefährdungspotential für Sauerstoffhaushalt und Wasserkraftnutzung, das bei dem herbstlichen Abtreiben von den Biomassen ausgeht, abgeschätzt werden.

Wachstumsgeschwindigkeit von *Elodea nuttallii*

Zum Verständnis der Geschwindigkeit der Bildung von Massenbeständen wird die Wachstumsgeschwindigkeit einzelner Pflanzen unter verschiedenen physikochemischen Bedingungen experimentell untersucht. Diese Versuche dienen zum einen dazu, die aus den Messungen vor Ort abgeleiteten Abhängigkeiten zu überprüfen, zum anderen liefern sie

Aussagen über die Neubildungsraten von *Elodea nuttallii*- Beständen nach Mahd oder Herbivorie.

Herbivorie

Im Projekt wird der Schwerpunkt auf die Abschätzung der Fraßaktivität von Wirbellosen und Fischen gelegt. Bei den Wirbellosen wird geprüft, welche der in den Flusstauseen vorkommenden Makroinvertebraten *Elodea nuttallii* als Nahrung nutzen. Experimentell wird die Nahrungspräferenz und die Fraßmenge pro Zeit bestimmt. In Relation zu den bestimmten

Bestandsmengen kann abgeschätzt werden, ob Wirbellose potenziell in der Lage sind, einen signifikanten Beitrag zur Kontrolle von Makrophytenbeständen zu leisten. Eine Bestandserhebung der Wirbellosen in den Flusstauseen stellt den Ist-Zustand der Makrozoobenthos-dichten dar und ermöglicht Aussagen zur jährlichen Fraßmenge dieser Tiergruppe.

Fische als Fraßfeinde für *Elodea nuttallii* können möglicherweise durch ihre Nahrungspräferenz und Fraßmenge ebenfalls einen Einfluss auf die Massenbestände haben. Verglichen werden hierbei die heimische Art *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder) mit der neozoischen Art *Ctenopharyngodon idella* (Graskarpfen). Auf Grund deren unterschiedlicher Temperaturansprüche wird die Nahrungsaufnahme in Abhängigkeit von der Temperatur bestimmt, um Aussagen treffen zu können, welche der beiden Arten bei den in den Ruhrstauseen herrschenden Temperaturen zur Kontrolle von Makrophytenbeständen am besten geeignet ist.

Zur Übertragung der Laborergebnisse werden Rotfedern in erhöhten Stückzahlen in einem der Flusstauseen ausgesetzt, um zu vergleichen, ob die Makrophyten-Bestandsentwicklung Unterschiede zwischen mit Rotfedern besetzten Gewässern und unbesetzten Gewässern erkennen lässt.

Herbivorie von Wasservögeln ist ebenfalls belegt (LODGE 1991, VAN DONK et al. 1994). Für den Kemnader See liegen Untersuchungen zur Herbivorie von Blessrallen vor (NOWAKOSWIKI & SELL, i. Vorb.). Der Pflanzenfraß durch Wasservögel wird in dem Projekt nicht praktisch untersucht, da Versuche hierzu sehr aufwendig sind und die Vögel auf Grund ihrer Flugfähigkeit sehr vagil und damit schwer zum Management einzusetzen sind. In den Ruhrstauseen hat zwar seit Auftreten von Makrophytenmassenentwicklungen die Zahl an Wasserpflanzen fressenden Vögeln, wie Schwäne und Blessrallen, stark zugenommen (Sell, persönliche Mitteilung), Fraßschäden an Pflanzen, die auf Beweidung durch Wasservögel zurückzuführen sind, konnten bei Unterwasseraufnahmen jedoch nicht nachgewiesen werden.

Biomanipulation des Lichtregimes

Als weitere Methode der Bestandsregulierung der Makrophyten soll der Lichteinfall bis zum Grund des Gewässers durch Trübung reduziert werden, um hierdurch das Wachstum der Makrophyten zu verlangsamen oder vollständig zu unterdrücken. Dies würde bezüglich der verfügbaren Lichtintensität dem phytoplankton-dominierten Zustand entsprechen, der das Aufkommen von Makrophyten verhindert. Eine Wiederherstellung des phytoplankton-dominierten Zustands durch erhöhte Nährstoffzufuhr wurde auf Grund der negativen Folgen für den Sauerstoffhaushalt und den pH-Wert aber auch auf Grund der negativen

Auswirkungen auf alle submersen Makrophytenarten nicht in Erwägung gezogen. Ziel dieses Versuchs sollte es sein, nur zeitweise, zum Beginn der Wachstumsphase von *Elodea nuttallii*, wenn die Pflanze noch klein ist, den Lichteinfall so weit zu reduzieren, dass sie nicht oder nur verlangsamt mit dem Längenwachstum einsetzen kann. Hierzu wurden Schuppenkarpfen in einem der Seen ausgesetzt, um durch deren Gründeln die anorganische Trübung des Sees zu erhöhen. Ein Vergleich der Trübungsmessungen und der Bestandsentwicklungen der Makrophyten in dem See mit Schuppenkarpfenbesatz und in Seen ohne diesen Besatz erlaubt es, die Auswirkungen zu quantifizieren.

Mahd

Da die Mahd ein mechanischer Eingriff in das Gewässersystem darstellt, wird geprüft, in wie weit dies negative Auswirkungen

- auf die Makrophyten,
- die Fische,
- große Wirbellose, wie Flusskrebse und Großmuscheln

hat. Hierzu werden sowohl das Mähgut auf „Beifang“ als auch die gemähten Bestände unter Wasser auf Folgeschäden kontrolliert.

Durch die Quantifizierung der Mahd kann in Relation zu der Bestandsentwicklung in dem gemähten See der Wirkungsgrad der Maßnahme bestimmt werden. Auf Testfeldern wird untersucht, welche Auswirkungen eine Mahd auf die Massenbestände hat. Die Kontrolle der verschiedenen Mahdregime verdeutlicht die Effizienz des Arbeitseinsatzes. Durch Bilanzierung der eingesetzten Personal- und Sachmittel kann eine Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt werden. Diese kann zukünftig zur Festlegung von Bewirtschaftungszielen für makrophyten-dominierte Gewässer mit herangezogen werden.

Weitere Methoden der Bekämpfung von Makrophytenmassenbeständen

Der Einsatz von Herbiziden, da in Deutschland verboten, wird in dem Projekt nicht weiterbehandelt.

Da das Entschlammten des Harkortsees 2001 zu keinem nachhaltigen Rückgang der Makrophytenbestände in den Folgejahren geführt hat, wird diese Methode als nachgewiesenermaßen wirkungslos nicht weiter betrachtet.

Das Ablassen und Ausfrieren ist als Maßnahme für die betrachteten Ruhrstauseen technisch nicht durchführbar, da diese im Hauptschluss der Ruhr liegen. Zudem hätte das Trockenlegen der Ruhrstauseen verheerende Folgen für Fische, Großmuschelbestände und sonstige Wirbellose. Darüber hinaus würde diese Maßnahme dazu führen, dass auch die seltenen Makrophytenarten der Ruhrstauseen in ihren Beständen erlöschen.

Chemische Gehalte von *Elodea nuttallii*

Die chemische Analyse der Nähr- und Schadstoffgehalte von *Elodea nuttallii* dient der Prüfung, in wie weit entnommenes Pflanzenmaterial weiter verwendet werden kann. Zu klären ist hierbei auch die Frage, ob *Elodea nuttallii* gezielt Schad- oder Nährstoffe aus

Sedimenten entnimmt und damit bereits festgelegte Stoffe bei dem herbstlichen Absterben wieder

bioverfügbar macht und in den aktiven Stoffkreislauf zurückführt.

Über die Analyse der chemischen Gehalte von *Elodea nuttallii* wird aber auch die Frage geklärt, ob bzw. in welchem Maße von dem herbstlichen Abtreiben der Makrophytenmassenbestände eine Belastung für den Sauerstoffhaushalt der Flusstauseen ausgeht.

Entsorgung des *Elodea*-Mähgutes

Dem Ruhrverband stehen mit Faulbehältern auf der verbandseigenen Kläranlage (KA) Bochum Ölbachtal sowie der Treibzeugkompostierungsanlage Hagen zwei technische Anlagen zur Verfügung, die für die Bewertung der anaeroben sowie aeroben Behandelbarkeit im großtechnischen Maßstab fundierte Aussagen erwarten lassen.

Im Rahmen großtechnischer Versuche zur Co-Vergärung auf der KA Bochum Ölbachtal soll durch geeignete Aufbereitungstechnik *Elodea*-Mähgut zu einem pumpfähigen Material aufbereitet werden, das den Klärschlammförderleitungen zugeführt und gemeinsam mit dem Rohschlamm der KA in den Faulbehältern der Anlage anaerob stabilisiert, anschließend entwässert und schließlich in einer Wirbelschichtfeuerungsanlage verbrannt wird.

Die Kompostierung soll zunächst im halbtechnischen Maßstab untersucht werden, da hier noch umfangreichere Verfahrensentwicklungs- und –optimierungspotentiale im Vergleich zur Co-Vergärung zu erwarten sind. Die Ergebnisse der halbtechnischen Versuche werden auf einen möglichen Großbetrieb auf der Treibzeugkompostierungsanlage Hagen übertragen.

Die Ergebnisse der anaeroben und aeroben Behandlung werden untereinander sowie im Vergleich mit weiteren Entsorgungsalternativen diskutiert und bewertet.

Der vorliegende Abschlussbericht stellt die Ergebnisse der einzelnen Projektschwerpunkte dar und erläutert sie. In einer abschließenden Gesamtdiskussion wird die Bestandsentwicklung unter dem Einfluss der verschiedenen Einflussfaktoren diskutiert. Maßnahmen zur Bekämpfung der Massenbestände wie Mahd und biologisches Management werden auf ihre Wirksamkeit und Effizienz hin geprüft. Hieraus werden Empfehlungen zur Bewirtschaftung makrophyten-dominiertes Gewässer unter ökonomischen Aspekten vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie entwickelt.

6 Methodik

Die folgenden Tabellen 6-1 bis 6-4 geben eine Übersicht über die Ausfahrten auf die Seen sowie die dort vorgenommenen Untersuchungen. Die angewendeten Methoden werden in den nachfolgenden Kapiteln näher beschrieben.

Tab. 6-1: Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See im Jahr 2004

2004 Datum	See	Kartierung Makrophyten	Chlorophyll	Trübung	Sediment/ Schwermetall	Internodien- messung
14.07.2004	Kemnade	X	X	X	X	
26.07.2004	Hengsteysee	X	X	X	X	
09.08.2004	Harkortsee	X	X	X	X	X
30.08.2004	Kemnade		X	X		
01.09.2004	Harkortsee	X	X			X
25.09.2004	Kemnade				X	
06.10.2004	Kemnade	X			X	X
19.10.2004	Harkortsee	X			X	
21.10.2004	Hengsteysee					
06.12.2004	Kemnade	X				
08.12.2004	Harkortsee	X				
13.12.2004	Harkortsee					
16.12.2004	Hengsteysee	X				

Tab. 6-2: Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See im Jahr 2005

2005 Datum	See	Kartierung Makrophyten	Chlorophyll u. Abfiltrierbare Stoffe	Licht	Zooplankton	Strömung	Sediment/ Schwermetall	MZB
08.03.2005	Harkort	X						
14.03.2005	Hengstey							X
12.04.2005	Harkort	X		X		X		X
25.04.2005	Kemnade	X						X
27.04.2005	Hengstey			X				
27.04.2005	Kemnade			X				
11.05.2005	Baldeney			X		X		X
31.05.2005	Hengstey					X		
31.05.2005	Kemnade					X		
15.06.2005	Harkort	X		X				
23.06.2005	Baldeney	X		X			X	
07.07.2005	Kemnade	X		X			X	
07.07.2005	Harkort						X	
03.08.2005	Hengstey	X		X		X	X	
11.08.2005	Harkort	X	X	X		X		X
25.08.2005	Kemnade	X	X			X		X
31.08.2005	Hengstey	X	X	X		X		X
13.09.2005	Harkort	X						
13.09.2005	Hengstey	X						
29.09.2005	Hengstey				X			
29.09.2005	Baldeney		X		X			
19.10.2005	Kemnade				X			X
19.10.2005	Hengstey							X
14.11.2005	Harkort				X			X

Tab. 6-3: Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See im Jahr 2006

2006 Datum	See	Kartierung Makrophyten	Licht
08.05.2006	Baldeney	X	
08.05.2006	Kemnade	X	
09.05.2006	Harkort	X	
09.05.2006	Hengstey	X	
06.06.2006	Baldeney	X	X
06.06.2006	Kemnade	X	X
08.06.2006	Harkort	X	X
08.06.2006	Hengstey	X	X
13.07.2006	Baldeney	X	
13.07.2006	Kemnade	X	
20.07.2006	Harkort	X	
20.07.2006	Hengstey	X	
15.08.2006	Kemnade	X	X
17.08.2006	Harkort	X	X
17.08.2006	Hengstey	X	X
11.09.2006	Baldeney	X	X
12.09.2006	Kemnade	X	
14.09.2006	Harkort	X	
14.09.2006	Hengstey	X	

Tab. 6-4: Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See im Jahr 2007

2007 Datum	See	Kartierung Makrophyten	Testfelder	Zooplankton
27.03.2007	Kemnade	X		
28.03.2007	Baldeney	X		
18.04.2007	Hengstey	X		
20.04.2007	Harkort	X		
16.05.2007	Harkort	X		
24.05.2007	Kemnade	X		
24.05.2007	Baldeney	X		
31.05.2007	Kemnade		X	
14.06.2007	Hengstey	X		
26.06.2007	Baldeney	X		
27.06.2007	Kemnade	X	X	
02.07.2007	Harkort	X		
25.07.2007	Hengstey	X		X
26.07.2007	Kemnade	X		X
26.07.2007	Baldeney	X		X
27.07.2007	Harkort	X		X
06.09.2007	Harkort	X		
07.09.2007	Kemnade		X	
10.09.2007	Hengstey	X		
11.09.2007	Kemnade	X		
10.10.2007	Harkort	X		
10.10.2007	Hengstey	X		
11.10.2007	Kemnade	X		
11.10.2007	Baldeney	X		

6.1 Hydrologie

6.1.1 Abfluss

Da das Ruhrinzugsgebiet über ein dichtes Pegelnetz verfügt, können die hydrologischen Bedingungen der Flusstauseen aus diesen Messwerten direkt abgeleitet werden (siehe Abb. 6.1-1)

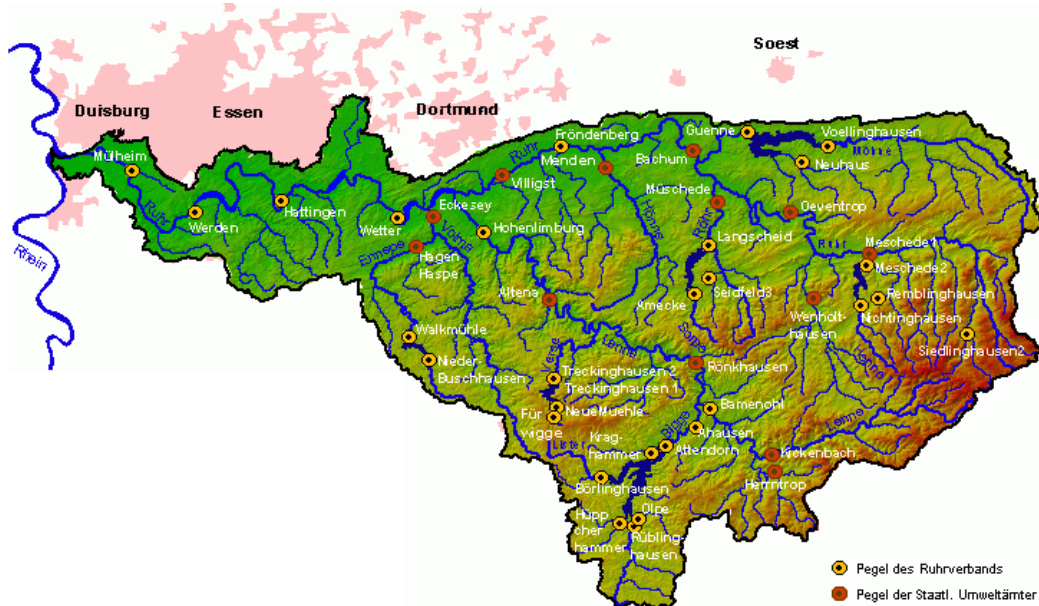


Abb. 6.1-1: Das Ruhrinzugsgebiet mit Lage der Pegel zur Abflussmessung

Dabei beschreibt:

- Pegel Werden ⇒ Auslauf Baldeneysee
- Pegel Hattingen ⇒ Auslauf Kemnader See
- Pegel Wetter ⇒ Auslauf Harkortsee

Für den Hengsteysee, der über keinen eigenen Pegel verfügt, können die hydrologischen Bedingungen dort nur durch Addition der Werte des Pegel Villigst (Ruhr) und des Pegels Hagen-Hohenlimburg (Lenne) abgeschätzt werden. Alle weiteren Aussagen zu den Abflussverhältnissen des Hengsteysees beziehen sich auf in dieser Form rechnerisch ermittelte Werte und entsprechen damit nicht exakt den tatsächlichen Gegebenheiten, erlauben jedoch Tendenzen zu verdeutlichen. Des Weiteren ist anzumerken, dass die zugrundeliegenden Pegel-Daten talsperrenbeeinflusst sind.

6.1.2 Fließgeschwindigkeiten

Für das *Elodea*-Forschungsvorhaben wurden zwei verschiedene Methoden der Fließgeschwindigkeitsmessung angewendet. Zum Einen erfolgte die Messung magnetisch-induktiv mit einer Strömungssonde der Firma Ott oberflächennah und in 2 m Tiefe bzw. über Grund. Als Sensor diente ein NAUTILUS C 2000, bei dem Auswertegerät handelte es sich um SENSE Z 300, welches bei einem kalibrierten Messbereich von 0,000 bis 1,500 m/s eine Genauigkeit von 1% des Messwertes liefert. Vorteil dieses Messgerätes ist, dass es

Fließgeschwindigkeiten auch innerhalb von Makrophytenbeständen messen kann. Nachteile ergeben sich aus der Einzelpunktmessung, deren Übertragung auf die gesamte See-Fläche nur eingeschränkt möglich ist. Zudem ist das Gerät sehr stark störungsanfällig gegenüber Hochspannungsleitungen und Sendern und kann bei Messungen, die von einem Boot gemacht werden, Fehlinformationen produzieren. Eine weitere Fehlerquelle sind durch stärkere Winde entstehende Wellen. Die Messung muss genau in Strömungsrichtung erfolgen, da schon eine Abweichung von 3 ° zu einem 10%ig abweichenden Wert führt. Daher wurde jede Messung jeweils dreimal wiederholt und hieraus der Mittelwert nach Ausschluss von Ausreißern gebildet.

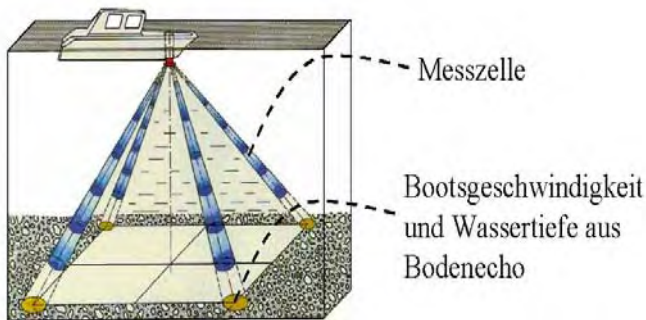
2005 wurden Messungen der Fließgeschwindigkeiten als Transektraster an vier Flusstauseen durchgeführt (Tab. 6.1-1). Die Tabelle zeigt, dass die Messungen jeweils mittlere Abflussbedingungen zwischen ca. ½ MQ und MQ abbilden.

Tab. 6.1-1: Zusammenstellung der Termine der magnetisch-induktiven Fließgeschwindigkeitsmessungen an vier Ruhrstauseen mit Zuordnung zum jeweils herrschenden Abfluss.

Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader See	Baldeneysee
31.05.2005 (Q = 31,2 m³/s)	12.04.2005 (Q = 65,9 m³/s)	31.05.2005 (Q = 38,0 m³/s)	11.05.2005 (Q = 91,7 m³/s)
31.08.2005 (Q = 23,8 m³/s)	11.08.2005 (Q = 38,9 m³/s)	25.08.2005 (Q = 35,9 m³/s)	

Für die Messungen wurden an einer Mehrzahl von Punkten im Längs- und Querprofil der Flusstauseen die Fließgeschwindigkeit jeweils oberflächennah (10 cm) und kurz über Gewässergrund bestimmt.

Als zweites Messverfahren wurde ein ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), d.h. ein transportables Ultraschallströmungsmessgerät, verwendet. Die prinzipielle Funktionsweise veranschaulicht Abb. 6.1-1. Mit diesem Gerät können in Transekten Fließgeschwindigkeitsprofile in den unterschiedlichen Gewässertiefen aufgezeichnet werden. Durch Interpolation zwischen den Transekten kann ein flächiges Strömungsbild eines Gewässers erstellt werden, das bei Berücksichtigung der Geschwindigkeiten in den verschiedenen Tiefen eine dreidimensionale Darstellung, auch von Wirbeln und Walzenströmungen im Gewässer, erlaubt. Hierbei werden die dreidimensional ausgerichteten Strömungen als Vektoren unterschiedlicher Länge und Richtung dargestellt.



Nachteil dieses Verfahrens ist, dass es nicht in Wasserpflanzenbeständen angewendet werden kann, da die Ultraschall-Impulse an den Pflanzen abgelenkt und reflektiert werden. Messungen mit dieser Methode wurden daher nur in makrophytenfreien Zeiten durchge-

Abb. 6.1-1: Funktionsweise eines ADCP

führt.

6.2 Wasserqualität

6.2.1 Stichprobenuntersuchungen und kontinuierliche Messungen

Nährstoffprogramm

Eine von mehreren Einflussgrößen hinsichtlich des Wachstumsverhaltens von Makrophyten ist die Nährstoffkonzentration in der Wasserphase. Durch das Nährstoff-Messprogramm sollten mögliche Unterschiede im Bereich der Stauhaltungen der mittleren und unteren Ruhr aufgezeigt werden. Dazu wurden an den sechs Probenahmestellen Westhofen, Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See, Baldeneysee und Kettwiger See wöchentlich Stichproben entnommen und auf die relevanten Nährstoffe untersucht. Ergänzend erfolgte eine Messung der Kenngrößen pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung, Wassertemperatur, Trübung sowie Chlorophyll-a und Phaeopigment.

Die Bestimmung der Parameter Sauerstoffkonzentration und Sauerstoffsättigungsindex, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit und Wassertemperatur erfolgte elektrometrisch vor Ort. Die Bestimmung der Parameter Trübung, Chlorophyll-a, Phaeopigment, Silikat-Silizium, Ammonium-Stickstoff, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff, Chlorid, Sulfat, Fluorid, Bromid sowie o-Phosphat- und Gesamt-Phosphor wurden nach den entsprechenden DIN-Verfahren im Laboratorium durchgeführt. Die nicht zu den Nährstoffen zählenden Anionen Chlorid, Sulfat, Fluorid, Bromid werden verfahrensbedingt miterfasst, blieben bei der Bewertung aber unberücksichtigt.

Sauerstoffkonzentration und Sauerstoffsättigungsindex

Grundlage des Verfahrens ist die DIN EN 25814 G22 „Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Elektrochemisches Verfahren“. Zur Messung wurde das Handmessgerät Oxi 340i der Fa. WTW verwendet. Nach jedem Einschalten des Gerätes, d.h. mindestens einmal am Tag, wird das Messgerät kalibriert. Das Gerät besitzt eine interne Temperatur- und Druckkompensation, so dass das Ergebnis direkt als mg/l bzw. %-Sättigung abgelesen werden kann. Die Konzentration wird mit einer Nachkommastelle, der Sättigungsindex ohne Nachkommastelle angegeben.

pH-Wert

Die Messungen erfolgten auf der Grundlage der DIN 38404 Teil 5 „Bestimmung des pH-Wertes“. Eingesetzt wurde das Handmessgerät pH 330 der Firma WTW. Nullpunkt und Steilheit werden täglich mit Pufferlösungen der Fa. VWR kalibriert (Nullpunkt pH 7,00, Steilheit pH 4,00). Das Ergebnis wird mit mindestens einer Nachkommastelle angegeben.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Messungen erfolgten auf der Grundlage der DIN EN 27888 C 8 „Bestimmung der Elektrischen Leitfähigkeit“. Eingesetzt wurde das Handmessgerät LF 330 der Firma WTW, das mit einer automatischen Temperaturkompensation und Messbereichumschaltung ausgestattet ist. Das Gerät wird einmal im Jahr mittels drei verschiedener Standardlösungen überprüft.

Wassertemperatur

Abweichend von der Grundlage der Messung, d.h. der DIN 38404, C4-2, erfolgt die Messung der Wassertemperatur parallel zu den elektrometrischen Messungen mit den dort eingesetzten Handmessgeräten. Da die Temperatur bei allen drei vorgenannten Parametern mit erfasst wird, findet der bei der Messung des Sauerstoffgehaltes anfallende Wert Verwendung.

Trübung

Grundlage des Verfahrens ist die DIN EN ISO 7027 „Bestimmung der Trübung“. Anwendung findet dabei das Verfahren zur Messung der gestreuten Strahlung, welches direkt auf alle Oberflächenwässer anwendbar ist. Eingesetzt wurde das Gerät Turbiquant 1000 IR der Fa. Merck KGaA mit einem Messbereich bis 1.000 FNU. Das Gerät wird wöchentlich mit einem Kalibrationsstandard von 10 FNU kontrolliert und monatlich mit den Standards 0,02, 10 und 100 FNU kalibriert. Die Messung der vor Ort entnommenen Stichprobe erfolgte jeweils unmittelbar nach dem Eintreffen im Laboratorium.

Chlorophyll-a und Phaeopigment

Basis der Bestimmung ist die DIN 38412-L16 „Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser“. Die spektrometrische Messung des äthanolischen Extraktes erfolgte mit dem Spektralphotometer UV1 der Fa. ThermoSpectronic bei 665 nm. Das Ergebnis wird auf 1 µg/l gerundet angegeben. Zur Qualitätssicherung erfolgen regelmäßige Teilnahmen an Ringtests.

Einmal im Jahr erfolgte eine Kontrolle der Absorptionswerte des Spektralphotometers mit drei unterschiedlichen Grauglasfiltern bei 546 nm. Die Abweichung darf 1 % nicht überschreiten. Parallel dazu erfolgt eine Kontrolle der Wellenlängengenauigkeit mit einem Holmiumoxidglasfilter.

Silikat-Silizium

Die Bestimmung des gelösten Silikat-Siliziums erfolgt gemäß der DIN 38405 Teil 21. Die Messung der Extinktion erfolgt mit dem Spektralphotometer UV1 der Fa. ThermoSpectronic (Einzelheiten dazu siehe unter Chlorophyll-a) bei 810 nm in einer 5 cm-Küvette. Es werden auf 0,01 mg/l gerundete Werte angegeben.

Zur Qualitätssicherung werden jährlich Verfahrenskenndaten erstellt. Die Standards und Blindwerte werden in die Kontrollkarten eingetragen.

Ammonium-Stickstoff

Die Bestimmung von Ammonium-Stickstoff erfolgt gemäß der DIN 38406 E5-1. Die Messung der Extinktion erfolgt mit dem Spektralphotometer UV1 der Fa. ThermoSpectronic (Einzelheiten dazu siehe unter Chlorophyll-a) bei 655 nm in einer 1cm-Küvette. Bei jeder Probenserie wird zusätzlich eine Blindprobe und ein Ammonium-Standard untersucht. Es werden zwei signifikante Stellen angegeben.

Die Verfahrenskenndaten werden jährlich erstellt, Blindwerte und die Ammonium-Standards werden in Kontrollkarten eingetragen.

Nitrat- und Nitrit-Stickstoff sowie Chlorid, Sulfat, Fluorid und Bromid

Die Bestimmung der vorgenannten Anionen erfolgt mittels Ionenchromatographie nach der DIN EN ISO 10304-1 „Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat, Teil 1: Verfahren für gering belastete Wässer“. Bei den verwendeten Geräten handelt es sich um drei Ionenchromatographen der Firma Dionex GmbH mit den Typenbezeichnungen ICS 2500 (2 Geräte) und DX 500.

Die Probenkonservierung besteht im Wesentlichen aus einer Filtration über ein Membranfilter 0,45 Mikrometer und der Aufbewahrung der Probe im Kühl- oder Gefrierschrank. Die Filtration der Wasserprobe erfolgt unmittelbar nach dem Eintreffen im Laboratorium. Kann die Nitrat-Analytik nicht innerhalb von 36 Stunden erfolgen, werden die Proben eingefroren.

Zur Messung werden zunächst eine Millipore-Wasserprobe, zwei Blindwerte und dann vier Kontrollstandards mit unterschiedlichen Anionenkonzentrationen analysiert. Danach werden die Proben gemessen. Nach spätestens 20 Proben werden wieder die Kontrollstandards gemessen. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt mit zwei signifikanten Stellen.

o-Phosphat-Phosphor

Grundlage des Verfahrens ist die DIN EN ISO 6878, Abschnitt 4. Die Messung der Extinktion erfolgt mit dem Spektralphotometer UV1 der Fa. ThermoSpectronic (Einzelheiten dazu siehe unter Chlorophyll-a) bei 880 nm in einer 5 cm-Küvette.

Die Verfahrenskenndaten werden jährlich erstellt. Zu jeder Analysenserie wird eine Blindprobe und eine Analysenkontrollprobe gemessen. Der Blindwert und der Standard werden in die Kontrollkarten eingetragen.

Gesamtphosphor

Grundlage des Verfahrens ist die DIN EN ISO 6878, Abschnitt 8. Die Wirksamkeit der in dieser DIN aufgeführten Aufschlüsse ist zum Teil eingeschränkt. Es wurde deshalb der bewährte Aufschluss nach DEV D11, Abschnitt 1, beibehalten. Die Messung der Extinktion erfolgt mit dem Spektralphotometer UV1 der Fa. ThermoSpectronic (Einzelheiten dazu siehe unter Chlorophyll-a) bei 880 nm in einer 5 cm-Küvette.

Die Verfahrenskenndaten werden jährlich erstellt. Zu jeder Analysenserie wird eine Blindprobe und eine Analysenkontrollprobe gemessen. Der Blindwert und der Standard werden in die Kontrollkarten eingetragen.

Freies CO₂ und Hydrogenkarbonat

Die Bestimmung der Säure und Basekapazität zur Ermittlung der Konzentration an freiem CO₂ und Hydrogenkarbonat erfolgte anhand der DIN 38409-7. Eine Darstellung der Lage der Probestellen befindet sich in Abb. 6.2-6 und 6.2-7

Kontinuierliche Messungen an Gewässerüberwachungsstationen

Die Beschreibung des aktuellen Zustands der Stauseen erfordert u.a. eine genaue Kenntnis der Wasserbeschaffenheit, wobei der trophischen Situation und der saprobiellen Belastung eine besondere Bedeutung zukommt. Einige der zugehörigen Kenngrößen unterliegen tagesperiodischen Schwankungen, wie beispielsweise Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Chlorophyllgehalt, die nur durch kontinuierliche Messungen vor Ort erfasst werden können.

Diese Messungen und Aufzeichnungen werden durch die automatisch arbeitenden Gewässerüberwachungsstationen vorgenommen, deren Hauptaufgabe die zeitnahe Erfassung von stofflichen Gewässerbelastungen ist, insbesondere hinsichtlich der Trinkwassergewinnung. Eine weitere Funktion ist die laufende Überwachung der Sauerstoffgehalte in der unteren Ruhr, um bei Defiziten rechtzeitig Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Zur Erfüllung dieser Aufgaben betreibt der Ruhrverband, zum Teil unter Beteiligung anderer Institutionen, insgesamt sieben Überwachungsstationen. Drei weitere Stationen werden ohne Beteiligung des Ruhrverbands betrieben, jedoch in der Regel mit Zugriffsmöglichkeit auf die dort erfassten Daten.

Die bereits existierenden Überwachungsstationen sind in das Untersuchungskonzept integriert worden. Es handelt sich dabei in erster Linie um die Stationen Hattingen, Essen-Werden (Auslauf Baldeneysee) und Essen-Kettwig (Auslauf Kettwiger See). Im Verlauf des Jahres 2004 ist, in Kooperation mit dem (ehem.) Staatlichen Umweltamt Hagen, im Auslaufbereich des Harkortsees bei Wetter eine weitere Station in Betrieb gegangen. Die dort seit dieser Zeit erfassten Daten sind ebenfalls berücksichtigt worden.

Der neben den beiden oberen Stauseen hauptsächlich von der Makrophytenentwicklung betroffene Kernader See war vor Beginn des Forschungsvorhabens nicht mit einer Überwachungsstation ausgestattet. Daher wurde im Auslaufbereich des Kernader Sees eine automatische Messstation erstellt, deren Ausstattung aus technischen und organisatorischen Gründen mit den bereits vom RV betriebenen Stationen kompatibel ist. Einzelheiten zur Infrastruktur und den messtechnischen Ausstattungen sind am Beispiel der Stationen Essen-Werden und Hattingen unter Tab. 6.1-1 nachzulesen.

Die geografische Lage aller Stationen ist in einer Übersichtskarte dargestellt (Abb. 6.1-1), die jeweilige Ausstattung mit Angabe der Betreiber sind in Tab. 6.2-1 zusammengefasst. Die Abb. 6.2-2 bis 6.2-5 zeigen einige Ansichten ausgewählter Überwachungsstationen.

Tab. 6.2-1: Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr mit Betreiber und der jeweiligen Ausstattung

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	Oeventrop StUA Lippstadt	Bachum WWW	Fröndenberg RV / LUA / WWW	Wetter StUA Hagen / RV / LUA	Bochum Kemnader See Auslauf, RV	Hattingen RV / LUA	Essen- Kupferdreh, Baldeneysee Einlauf, RV	Essen-Werden, Baldeneysee Auslauf, RV	Essen-Kettwig, Kettwiger See Auslauf, RV	Mülheim LUA	Duisburg RV
Chemisch/physikalische Kenngrößen											
Wassertemperatur	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH-Wert	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Redox-Potenzial				x							
Sauerstoffgehalt	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Elektrische Leitfähigkeit	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Trübung		x	x	x	x	x		x	x		
Spektraler Absorptionskoeffizient						x					
Ammonium-Stickstoff				x		x		x			
Chrom-(VI)						x					
Sonstige											
Chlorophyll-a (in vivo Fluoreszenz)				x	x	x		x			
Lufttemperatur				x	x				x		
Solarstrahlung				x				x			
Biomonitore											
Daphnientest			x								
Muscheltest	x		x			x					
Probenahmeeinrichtungen											
Sammelprobenahme-Einrichtungen	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Selbstentleerende Probenahme-Einrichtungen			x	x		x					
Schwebstoffgewinnung				x		x					
Datenerfassung/-übertragung											
Messwertspeicher	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Datenfernübertragung	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Automatische Meldung von Schwellwertüberschreitungen			x	x		x	x	x	x	x	x
Besonderheiten											
Ereignisgesteuerte Probenahme	x			x		x		x	x		x

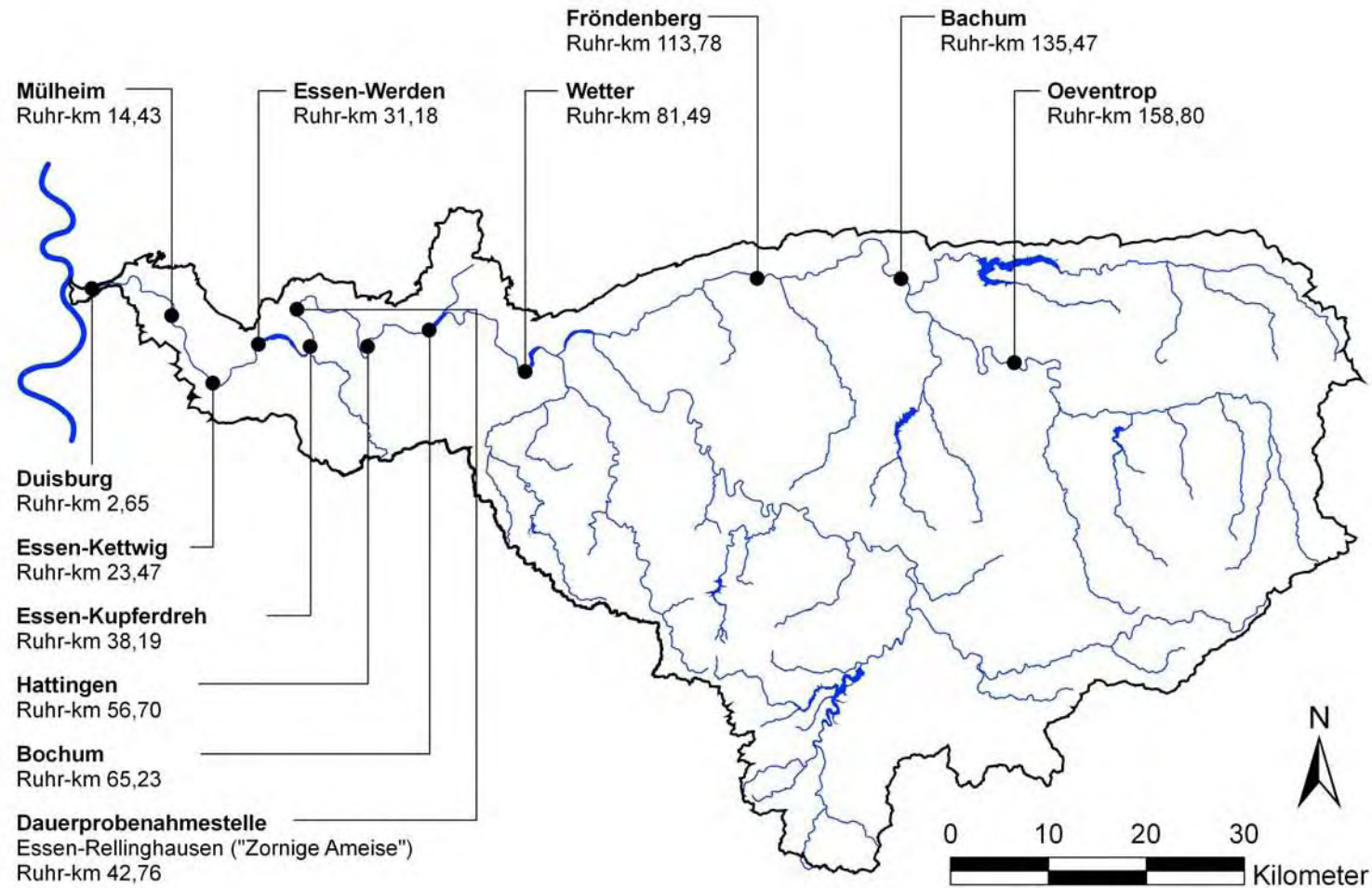


Abb. 6.2-1: Karte des Ruhereinzugsgebietes mit der Lage der Gewässerüberwachungsstationen

6 - Methodik



Abb. 6.2-2



Abb. 6.2-4



Abb. 6.2-3

Abb. 6.2-5

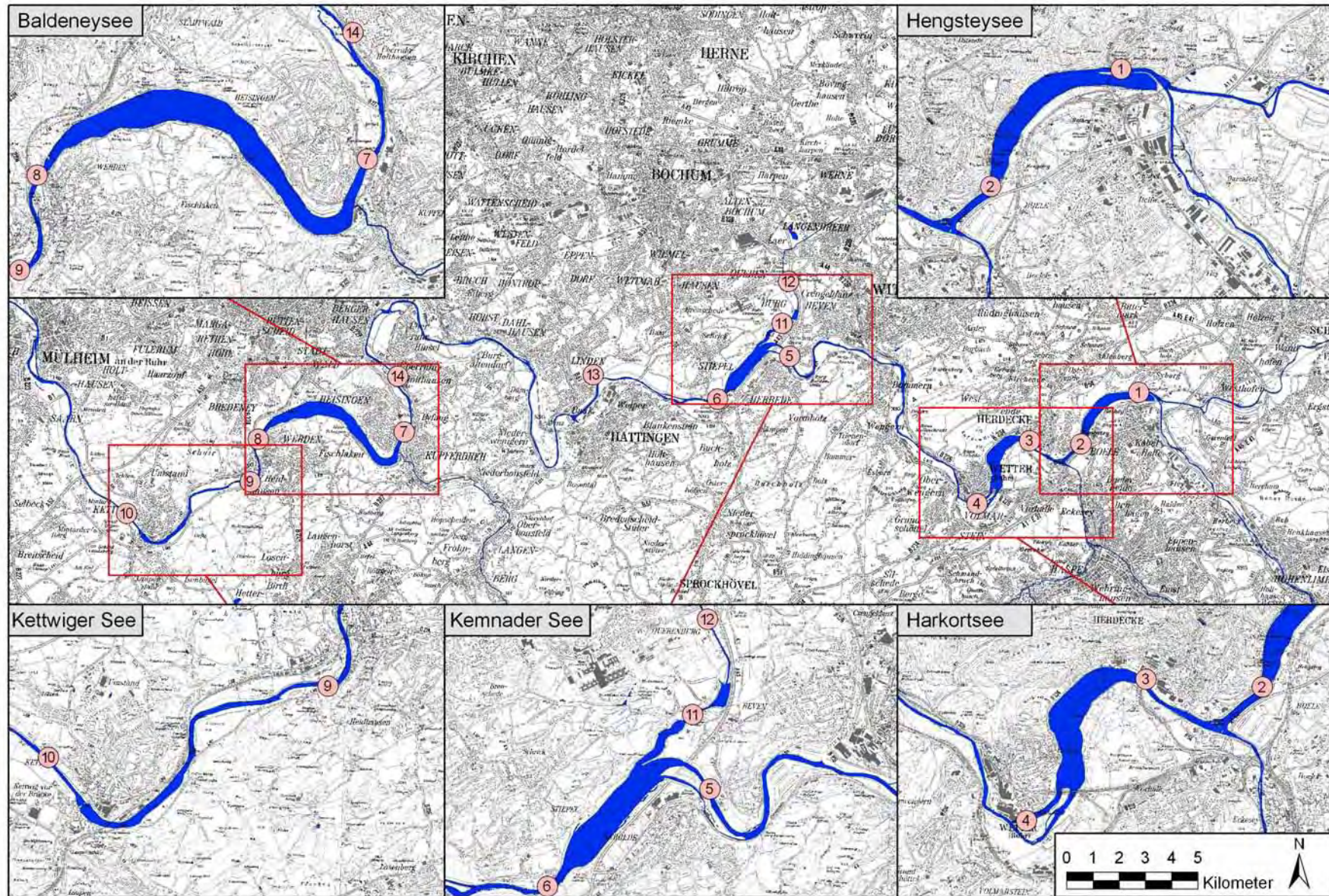
Abb. 6.2-2 bis 6.2-5:
Gewässerüberwachungsstationen der Ruhr,
darunter die jeweilige Innenansicht. Links:
Bochum (Kemnade) und Mitte: Hattingen



- ① Hengstey Einlauf
- ② Hengstey Auslauf
- ③ Harkort Einlauf
- ④ Harkort Auslauf
- ⑤ Kemnade Einlauf
- ⑥ Kemnade Auslauf
- ⑦ Baldeney Einlauf
- ⑧ Baldeney Auslauf
- ⑨ Kettwig Einlauf
- ⑩ Kettwig Auslauf
- ⑪ Ölbach
- ⑫ Zeche Robert Müser
- ⑬ Zeche Friedlicher Nachbar
- ⑭ Zeche Heinrich

Abb. 6.2-6: Bezeichnungen der Probestellen zur Ermittlung der Konzentration der freien CO_2 und des Hydrogenkarbonats, 2006. Die Lage der Stellen kann der Abb. 6.2-7 entnommen werden

Abb. 6.2-7: Probestellen zur Ermittlung der Konzentration der freien CO₂ und des Hydrogenkarbonats der 2006 untersuchten Stauseen



6.2.2 Lichtintensität

Die Lichtintensität wurde zu verschiedenen Jahreszeiten innerhalb und außerhalb der Vegetationsperiode über die Flächen der vier Ruhrstauseen verteilt, gemessen. An verschiedenen Stellen wurde in Form einer Punktraster-Untersuchung die Daten in verschiedenen Wassertiefen erhoben. Tab. 6-2 und 6-3 gibt eine Übersicht über die Untersuchungstermine.



Als Messgerät wurde ein Li-COR Quantensensor LI-189 verwendet (Abb. 6.2-8), der das auf den Sensor fallende Licht in seiner Intensität misst. Dabei können gemessen folgende Einstellungen vorgenommen werden (Tab. 6.2-2):

Abb.6.2-8: Li-COR Quantensensor LI-189: Messgerät und Sensor mit Gestänge zur vertikalen Messung der eingestrahlichten Lichtintensität.

Tab. 6.2-2: Herstellerangaben zu Messbereich und Genauigkeit des Li-COR Quantensensors LI-189

Sensor Einstellung	Einheit	Messbereich	Genauigkeit
Quantum	$\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$	0-199 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ -1999 -19999	0,01 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ 0,1 1
Pyranometer	W m^{-2}	0-19 W m^{-2} -199 -1999	0.001 W m^{-2} 0.01 0.1
Photometric	lux	0-1999 lux -19999 lux 0-199 klux	0.1 lux 1 lux 0.01 klux

Die Messungen vor Ort wurden photometrisch in lux vorgenommen, die Tab. 6.1-3 erlaubt die Umrechnung in andere Einheiten.

Tab. 6.2-3: (Operationelle) Umrechnungsfaktoren für Tageslicht (nach NUSCH aus: SCHWOERBEL, 1994)

	W/m^2	$\text{cal/cm} \cdot \text{min}$	$\text{J/cm}^2 \cdot \text{min}$	klux	$\mu\text{E/m}^2 \cdot \text{s}$
W/m^2	1	0,001433	0,006	0,24	4,6
$\text{cal/cm}^2 \cdot \text{min}$	698	1	4,18	181	3169
$\text{J/cm}^2 \cdot \text{min}$	166	0,24	1	39,6	759
klux	4,17	0,0055	0,025	1	19,5
$\mu\text{E/m}^2 \cdot \text{s}$	0,217	0,00032	0,0013	0,051	1

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte zum einen kartografisch, wobei die Lichtintensitäten in unterschiedlichen Tiefen pro Messstelle dargestellt werden. Die Darstellung aller Messergebnisse findet sich im Anhang.

Die Bestimmung des vertikalen Extinktionskoeffizienten an einer Probestelle dient dazu, ein Maß für den Rückgang der Lichtintensität mit der Tiefe zu erhalten, der unabhängig ist von der Intensität des eingestrahlt Lichts. Damit ist diese Maßzahl von Jahreszeit und Wetter unabhängig. Wird die relative Lichtintensität [%] logarithmisch gegen die Wassertiefe grafisch dargestellt, so zeigt sich in der Regel eine Gerade, die um so flacher verläuft, je schneller die Lichtintensität auf Grund von Trübung oder Eigenfärbung des Wassers abnimmt (VOLLENWEIDER 1971, vgl. Abb. 6.1-9).

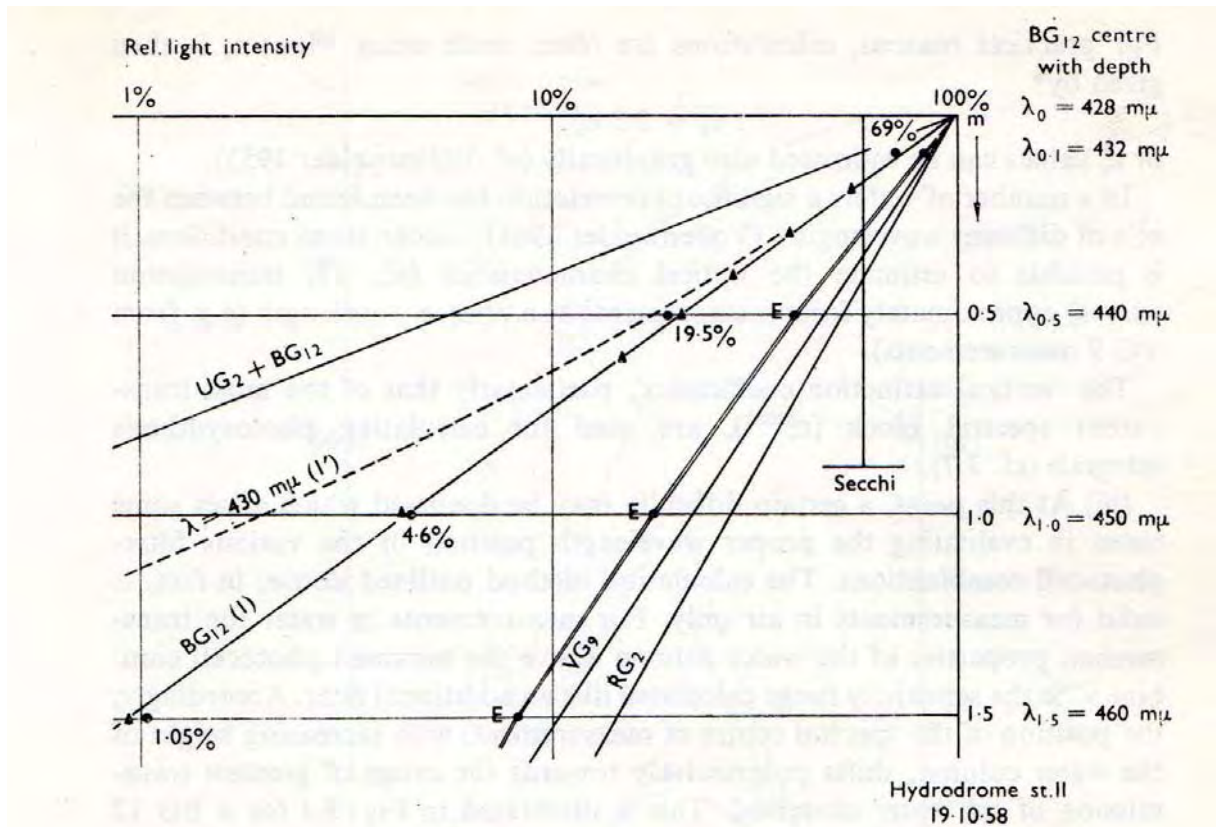


Abb.6.2-9: Halblogarithmische Darstellung der relativen Lichtintensität in Abhängigkeit von der Tiefe (aus: VOLLENWEIDER 1971)

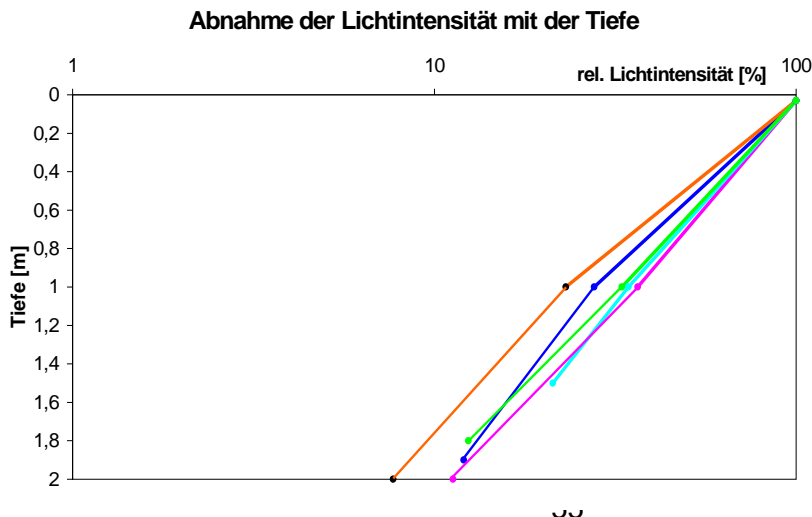


Abb.6.2-10: Relative Lichtintensität in Abhängigkeit von der Tiefe in fünf Tiefenprofilen des Kernader Sees am 07.07.2005

Die Bestimmung der Lichtintensitäten in 5 Tiefenprofilen im Kemnader See am 07.07.2005 bestätigen diese Aussage (Abb. 6.2-10)

Der Extinktionskoeffizient ϵ_v berechnet sich nach:

$$\epsilon_v = (z_2 - z_1)^{-1} * (\ln i_1 - \ln i_2)$$

mit:

z_2 = untere Wassertiefe [m]

z_1 = obere Wassertiefe [m]

i_1 = Lichtintensität oben [lux]

i_2 = Lichtintensität unten [lux]

Im Projekt wurde pro Messstelle die Lichtintensität des eingestrahlichten Lichts, die Lichtintensität direkt unter der Wasseroberfläche, die Lichtintensität in 1m Tiefe und ca. 30 cm über Grund gemessen. Aus den drei Unterwassermessungen können zwei Extinktionskoeffizienten berechnet werden, die für die weitere Auswertung gemittelt werden, da die Ruhrstauseen auf Grund ihres Flachseen-Charakters und der Durchströmung keine vertikale Stratifikation aufweisen.

Als weiterer Parameter des Lichtregimes wurde während der Projektlaufzeit im Kemnader See an drei festen Messstellen, in der vegetationsfreien Zeit die Sichttiefe mittels Secchi-Scheibe bestimmt. Hierbei wurden zwei Messungen im eigentlichen Seebereich in der rechten und linken Seehälfte und eine Messung im Hafengebiet des Betriebshofes des Ruhrverbandes durchgeführt. Abb. 6.2-11. zeigt die verwendete Scheibe, die Vorgehensweise der Messung entspricht dem in SCHWOERBEL (1994) beschriebenen Vorgehen.



Abb. 6.2-11: Modifizierte Secchi-Scheibe zur Bestimmung der Sichttiefe

6.3 Sedimentuntersuchungen

Die Inhaltsstoffe der Sedimente eines Gewässers und der darüber befindliche Wasserkörper stehen in ständigem Austausch miteinander. Manche Makrophyten nutzen das Sediment nur zur Verankerung um nicht verdriftet zu werden, Andere entziehen ihm auch Nährstoffe. Um Hinweise auf den Einfluss bzw. mögliche spezielle Wuchsansprüche von *Elodea nuttallii* auf das Sediment und die Wasserqualität zu bekommen, wurde die nachfolgend dargestellte Untersuchungskonzeption gewählt. Das geringe Aufkommen von *Elodea sp.* im Baldeneysee gab Anlass, im Jahr 2005 die Untersuchung unter der Fragestellung zu wiederholen, ob möglicherweise Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung die Ursache hierfür ist.

Untersuchungskonzeption

Im Hengstey-, Harkort- und Kemnader See wurden 2004 und 2005 an drei Stellen Sedimentproben entnommen. Im Baldeneysee erfolgte diese Probenahme nur im Jahr 2005. Die Probestellen wurden jeweils so ausgewählt, dass zwei Proben im Makrophytenbestand und eine im makrophytenfreien Bereich lag. Um dem Einfluss der Strömung und damit dem Sedimentationsverhalten und der Korngrößenverteilung innerhalb der Stauseen Rechnung zu tragen, wurden die Proben sowohl im Einlaufbereich als auch im alten Ruhrbett (mit höherer Strömung und größerer Wassertiefe) und oberhalb des Wehres genommen (Abb. 6.3-1). Als Probenahmegerät diente ein Bodengreifer nach Ekman-Birge der Fa. Hydro-Bios mit einer Größe von 15 x 15 x 20 cm.

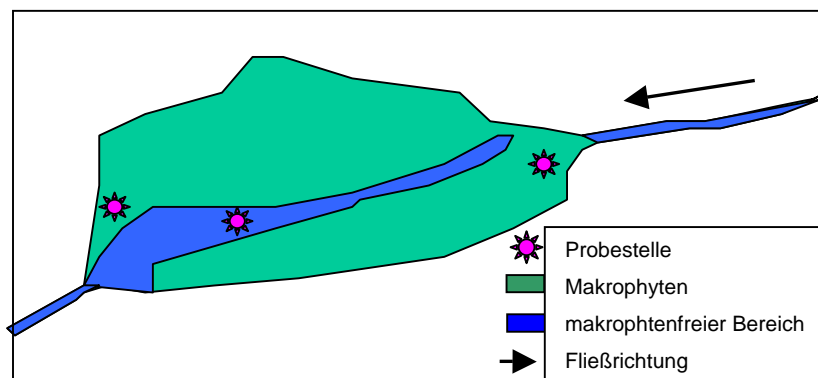


Abb. 6.3-1: Konzeption der Probestellenauswahl zur Sedimentuntersuchung (schematisch)

Die Proben wurden im Labor bei 105 °C getrocknet, auf < 2 mm gesiebt und anschließend gemörsert. Die folgende Tab. 6.3-1 gibt einen Überblick über die untersuchten Parameter und die Methoden, nach denen die Analysen durchgeführt wurden:

Tab. 6.3-1: Parameter und Methoden der Sedimentuntersuchungen 2004 und 2005

Status der Probe	Parameter	Methode
unbehandelt	pH-Wert	DIN 19684 S1
dto.	Wassergehalt	DIN 38414 S2
dto.	Gesamt - N	DIN 19684 Teil 4
dto.	NH ₄ - N	DIN 38406 E 5
getrocknet, gesiebt, gemörsert	Glühverlust/ Glührückstand	DIN 38414 S3
dto.	Cl, S, F	DIN EN 24260
dto.	13 Metalle + Gesamt - P (Fe, Mn, Cu, Ni, Zn, Cr, Cd, Pb, As, Ca, Mg, Na, K)	EN ISO 11885 E 22
dto.	Quecksilber	EN 1483 E12.5

6.4 Bestandserfassung Makrophyten

Um die Wachstumsdynamik der Makrophytenbestände in Abhängigkeit von Jahreszeiten und abiotischen Faktoren beschreiben zu können, müssen die Bestände in ihrer flächenhaften Ausdehnung und ihrer Biomasse erfasst werden. Für diese Fragestellung wurden vier verschiedene Methoden verwendet. Ziel sollte es sein zu prüfen, welche Methode in Abhängigkeit von Kosten und Genauigkeit die für die Fragestellung am besten geeignete Methode darstellt. Wichtig ist dies auch unter dem Gesichtspunkt der möglichen Einrichtung von Frühwarn-Überwachungen, um rechtzeitig mit Maßnahmen zur Bekämpfung aber auch mit der Bilanzierung des anfallenden Pflanzenmaterials und dessen Beseitigung beginnen zu können.

6.4.1 Satellitenauswertung

Die Firma VISTA führte eine Auswertung von Satellitenaufnahmen der Flusstauseen aus dem Jahr 2001 durch, in denen Bestandsausdehnung sowie eine Unterscheidung zwischen submersen und an der Oberfläche flutenden Pflanzen vorgenommen wurde.

Die Auswertungen basierten allein auf den Satellitendaten, ohne weitere Vorortinformationen zu kennen. Dementsprechend wurden Klasseneinteilungen vorgenommen, die aus den spektralen Informationen abgeleitet wurden. Erweiternd zu den drei bisher ausgewerteten Szenen wurde in diesem Ergänzungsauftrag eine Landsat TM 7 Szene vom 29.08.2001 spektral klassifiziert, um die zeitliche Dynamik der Makrophytenentwicklung innerhalb dieses Jahres aufzeigen. Vom selben Jahr steht dem Ruhrverband bereits eine Makrophytenklassifikation für den 27.07.2001, also knapp einen Monat zuvor, zur Verfügung. Der Augusttermin wurde nun zusätzlich ausgewertet, da erste Analysen der Bilddaten eine starke Vegetationsdynamik durch Vergleich der Klassifikationsergebnisse im Sommer 2001 zeigten.

Im Folgenden werden die Arbeitsschritte kurz dargestellt, die zu dem Klassifizierungsergebnis der Landsat TM Szene des 29.08.2001 führten. Zudem werden die Ergebnisse als statistische Auswertungen der Verteilung und die zeitliche Variabilität der beobachteten Klassen dargestellt. Insbesondere werden die Veränderungen der Vegetationsbedeckung der Ruhrstauseen im Zeitraum Ende Juli bis Ende August 2001 aufgezeigt.

Beschreibung der Satellitendaten

Das verwendete Satellitenbild zeichnet sich durch folgende Spezifikationen aus:

Satellitensensor Landsat TM 7:

- Aufnahmedatum: 29.08.2001
- räumliche Auflösung: 30 m (bzw. Pan 15 m)
- Kanäle: 7 spektrale Kanäle
 - blau (0,45 – 0,52 μm)
 - grün (0,52 – 0,60 μm)
 - rot (0,63 – 0,69 μm)
 - NIR (0,75 – 0,90 μm)
 - MIR (1,55 – 1,75 μm)
 - MIR (2,08 – 2,35 μm)
 - Pan (0,5 – 0,9 μm)
- Makrophytenklassifikation Ruhrstauseen 3 Klassen

Die Verarbeitung der Satellitendaten erfolgte in analoger Form.

Geometrische Korrektur auf Datengrundlage

Auf der Kartengrundlage der Begrenzungslinien der Ruhrstauseen in GIS-kompatibler Form (Shape-Files) in Gauß-Krüger-Projektion wurden die Satellitendaten entzerrt. Die Genauigkeit der Georeferenzierung beträgt 0,7 Pixel (Bildpunkte) für die Szene vom 29.08.2001 bei einer Rastergröße eines Pixels von 30 m (Landsat TM). Um Mischpixel zwischen Wasserfläche und Ufer zu vermeiden, wurden die Uferbereiche ausmaskiert. Die Breite des Uferstreifens wurde der räumlichen Auflösung des Satellitenbildes angepasst und beträgt folglich 30m.

Kalibrierung und Atmosphärenkorrektur der Bilddaten

Die Satellitenszene vom 29.08.2001 wurde kalibriert und korrigiert, um die atmosphärischen Einflüsse zu eliminieren. Die Atmosphärenkorrektur berücksichtigt u. a. den so genannten Überstrahlungseffekt, der insbesondere bei Wasserflächen nicht vernachlässigt werden darf. Als Ergebnis erhält man spektrale Reflexionswerte, welche die Absorptions- und Reflexionseigenschaften der Wasserkörper beschreiben.

Graphische Visualisierung optimiert für Makrophytenbestimmung

Für die visuelle Erkennung des Vegetationsbewuchses wurden die Wasserflächen in dem Satellitenbild extrahiert und diese Flächen optimiert dargestellt. Durch die Ausblendung der Fläche außerhalb der Ruhrstauseen kann die Bilddarstellung die spektralen Unterschiede der Wasserflächen optimal wiedergeben.

6.4.2 Echoloterfassung

Die Ermittlung der Bestandsausdehnung und Höhe der Wasserpflanzen im Kernader See und Hengsteysee mittels Echolot-Kartierung erfolgte am 25. und 26. August 2004 durch die Firma Ingenieurteam Trenkle GmbH (Karlsruhe).

Örtliche Vermessungsarbeiten

Ausgehend von trigonometrischen Punkten im Gauß-Krüger-Koordinaten-System wurde eine Gebietstransformation für die Satellitenpositionierung vorgenommen. Weiterhin wurde, ausgehend von amtl. Höhenbezugspunkten, Hilfspegel entlang des Sees einnivelliert.

Der See wurde flächenmäßig im Profilabstand von 50 m gepeilt. Die Profilfahrt wurde soweit in den dichten Bewuchs ausgedehnt, bis zu erkennen war, dass die Pflanzen bis in Höhe des Wasserspiegels anstanden. In erkennbaren Bereichen unterschiedlicher Bewuchshöhen bzw. teilweise freien Schneisen, wurden die Profilaufnahmen verdichtet. Zusätzlich wurde die Fläche des nördlichen Hafens mit vermessen. Insgesamt wurden ca. 127 ha Wasserfläche befahren.

Hydrographische Vermessungen und Auswertung

Das Befahren der Profile erfolgte mit Meßboot „Pütz IV“ der Firma Trenkle mit einem schadstoffarmen Motor mit der Bodenseezulassung I. Die Tiefenmessung wurde durch Echolotung mit einem hydroakustischen Wandler mit einem Öffnungswinkel von 16 Grad, einer hohen Frequenz und einer langen Pulslänge aufgenommen. Vor Beginn der Messungen wurde jeweils die Wassertemperatur ermittelt und danach die im Echograph einstellbaren Wasserschallgeschwindigkeit angepasst. Am Anfang und Ende der Messungen wurde eine Eichung des Echographen vorgenommen. Außerdem wurde die Wasserspiegellage an Pegeln festgestellt und berücksichtigt.

Der große Öffnungswinkel ermöglicht eine großflächige Aufnahme des Untergrundes. Mit einer hohen Frequenz von 210 KHz ist nur die Detektion der oberen Lage bzw. des Bewuchses möglich. Somit konnte die Bewuchshöhe optimal analog per Echogramm-Schreiberprotokoll und auch digital erfasst werden.

Die Lagemessung erfolgte durch Satellitenpositionierung. Die Korrekturdaten werden per HEPS (Hochpräziser- Echtzeit- Positionierungsservice) durch eine an Land stehende Referenzstation abgefragt und in den Bordcomputer übernommen. Die Lagegenauigkeit beträgt hierbei +/-1 cm.

Das Bordrechenprogramm erfasste die Tiefendaten der 210 kHz Frequenz und korrelierte diese mit den Positionsdaten. Die Datenberechnung und -speicherung erfolgte auf dem Bordrechensystem „HYDRO 2000“, welches sowohl die Sollpositionierung der Peillinien als auch die aktuellen Messpositionen nach Lage und Tiefe digital und analog darstellt.

Die aufgenommene Punktdichte betrug auf der Profillinie 0,8 bis 1,2 m Längenabstand zwischen den Punkten.

Nach der Datenfilterung wurden die Bruchkanten definiert, indem jedes Profil im Aufriss graphisch dargestellt und markante Punkte der Bewuchshöhen festgelegt und gekennzeichnet wurden.

Die Berechnung eines digitalen Geländemodells und die automatische Konstruktion von Tiefenlinien mit einer Äquidistanz von 0,25 m wurde mit der Programm-Applikation von B & B durchgeführt.

Feststellungen der Bewuchshöhe

In Frühjahr 2002 wurde die Sohlensituation flächenmäßig erfasst und ein Digitales Geländemodell erstellt. Zu diesem Zeitpunkt (Anfang April) war keinerlei Bewuchs im gesamten Kemnader See festzustellen. Diese Sohlenaufnahme wurde zur Gegenüberstellung der aktuellen Peilung verwendet und über ein Differenzmodell die Bewuchshöhen mit einer Äquidistanz von 0,25 m ermittelt.

Im Bereich des nördlichen Hafens wurde im Jahre 2002 keine „Uraufnahme“ durchgeführt. Zur Gegenüberstellung bzw. zur Ermittlung der Bewuchshöhen wurde hier eine Soll-Hafensohle von 70,00 m ü. NN (2 m unter Einstau) sowie eine Soll-Neigung von 1 : 2 ab der Einstauhöhe von 72,00 m ü. NN in den Uferböschungen angenommen. Die Bewuchsfläche wurde farbig ausgewiesen.

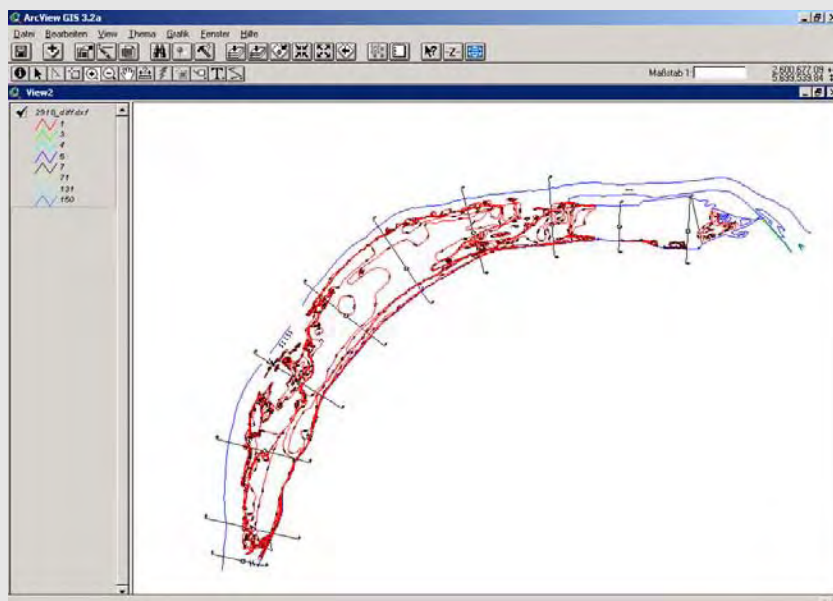
Ergebnisdarstellung

Die Zusammenstellung der Daten und grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgt digital im AutoCAD-Format. Um die Daten für die Fragestellung nutzen zu können, wurde ein spezielles Tool entwickelt. Hierfür wurde das in das im Projekt verwendete geografische Informationssystem ArcView sowie weitere im Internet als Freeware erhältliche Erweiterungen (Extensions) genutzt. :

Tool: Datenumwandlung CAD in ArcView GIS Flächen-Shape am Beispiel des Hengsteysees,

1. Einlesen der CAD-Daten:

Die Beispieldaten der Höhe des Pflanzenbewuchses über der Sohlensituation können im CAD-Format als dxf-Datei mit Hilfe der ArcView-Extension: „CAD Reader“ (Im ArcView-Standardpaket enthalten), in ArcView GIS geladen werden. Resultat ist eine Darstellung von Höhenlinien, die z.T. in sich nicht geschlossen sind und für die Fragestellung der Flächenberechnung so nicht weiter nutzbar sind.



2. Selektion der Höhenlinien und Umwandlung

Da die CAD-Daten neben den Höhenlinien noch weitere Daten enthielten, werden die Höhenlinien über den Menü-Punkt: Thema -> Eigenschaften -> Zeichnung -> Höhenlinien mit Werte > 0 selektiert und alleine dargestellt.

Diese Höhenlinien können über die Einstellungen im Legenden-Editor entsprechend der jeweiligen Höhe farblich abgestuft dargestellt werden:

Zur weiteren Verarbeitung werden die Höhenlinien über den Menüpunkt: Thema -> In Shape-Datei umwandeln Shape-Datei in das entsprechende Themenformat umgewandelt.

Die Linien liegen dann im PolylineZ-Format vor und müssen mit Hilfe der Extension: „Remove Z and M Attributes from Shapefiles“ in ein normales Polyline-Thema umgewandelt werden. Diese ArcView-Extension kann direkt aus dem Internet heruntergeladen werden.

(Quelle: <http://www.arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=12513>)

3. Umwandlung der Linien in Flächen

Die Umwandlung der Linien in Flächen kann mit dem Avenue-Script: „View.LineThemes2PolygonTheme.ave“ durchgeführt werden. Das Script ist ebenfalls im Internet verfügbar und kann direkt in ArcView eingebunden werden

(Quelle: <http://www.arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=10140>).

Die Umwandlung muss für jede Höhenlinie einzeln, selektiert mit Hilfe des ‚Abfrage-Managers‘ aus der Attribute-Tabelle durchgeführt werden. Das Umwandlungsscript prüft, ob die Linien geschlossen sind und fragt nach, ob nicht geschlossene Linien automatisch geschlossen werden sollen. Wird die Frage verneint, werden nicht geschlossene Linien bei der Umwandlung übersprungen.

Zur Prüfung, ob alle Linien der einzelnen Höhenlinien geschlossen vorlagen, sollte zunächst die o.g. Frage verneint und die Anzahl der erzeugten Flächen mit der Anzahl der zuvor ausgewählten Linien verglichen werden. Anschließend können, wenn nötig, nicht geschlossene Linien von Hand gesucht und geprüft werden, ob ein automatisches Schließen zu einem übereinstimmenden Ergebnis führen würde. Ist dies gegeben, kann die Umwandlung wiederholt und die o.g. Frage mit „Ja“ beantwortet werden.

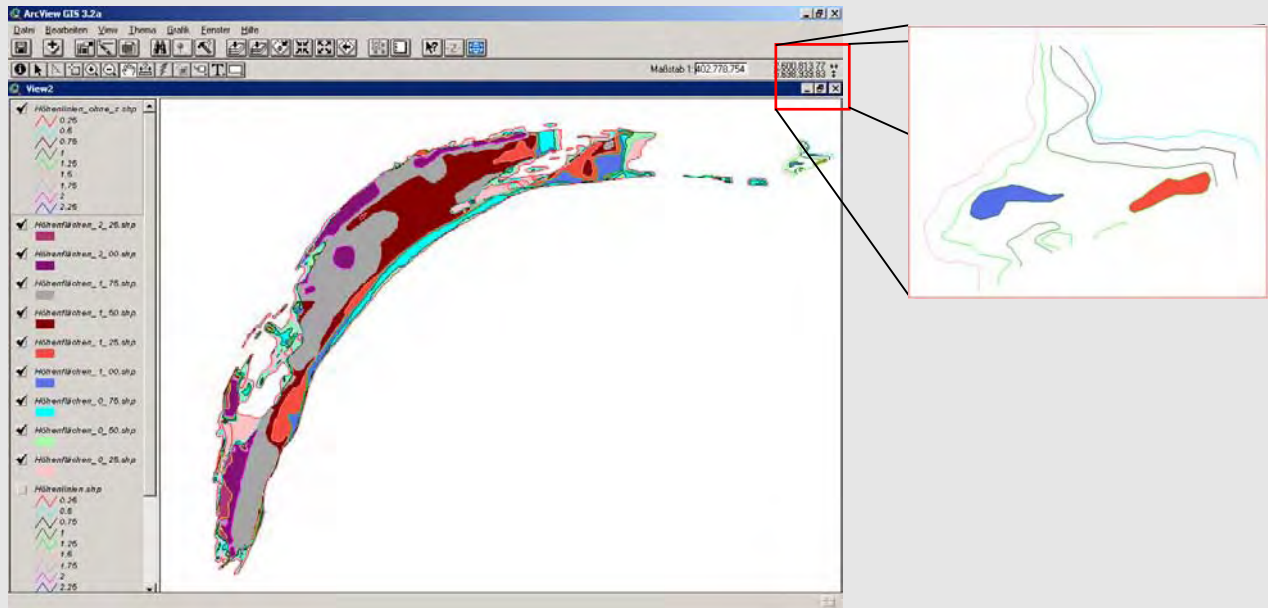
Das Script erzeugt bei der Umwandlung ein neues Polygon-Thema, in dem die entsprechenden Flächen enthalten sind. Die Shape-Dateien können z.B. entsprechend der jeweiligen Höhenlinie benannt werden: „höhenflächen_0_25.shp“, etc.

Nach der Erstellung der jeweiligen Fläche muss in der Attribute-Tabelle ein neues Feld: „Höhe“ (Format: Zahl, Dezimalstellen: 2) hinzugefügt und manuell mit dem entsprechenden Wert der Wuchshöhe gefüllt werden.

4. Ergebnisse der Umwandlungen:

Das automatische Schließen von Linien und Umwandlung in Flächen führt jedoch nicht immer in allen Fällen zu dem gewünschten Ergebnis (siehe Abbildung). Diese Linien müssen gegebenenfalls von Hand geschlossen werden

Übersicht über die Lage der Linien, welche nicht geschlossen werden konnten:

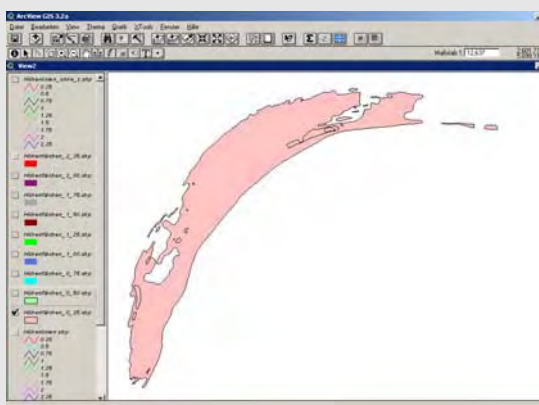


5. Bereinigung/Korrektur der Daten:

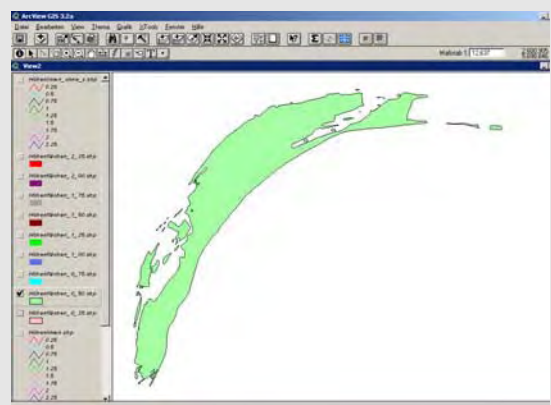
Da es bei der Beispiel-Fragestellung darum ging, die Flächen der einzelnen Makrophyten-Wuchshöhen zu berechnen, müssen dann in mehreren Schritten die Flächen der jeweils nächsten Wuchshöhe von der darunter liegenden subtrahiert werden. Diese Subtraktion kann mit Hilfe der ‚Clip-Themes-Extension‘, welche ebenfalls aus dem Internet heruntergeladen werden kann, (Quelle: <http://www.arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=10903>), durchgeführt werden.

Zur Verdeutlichung, warum eine Berechnung der Flächen ohne Subtraktion der nächst Höheren zu falschen Ergebnissen führen würde, hier ein Beispiel:

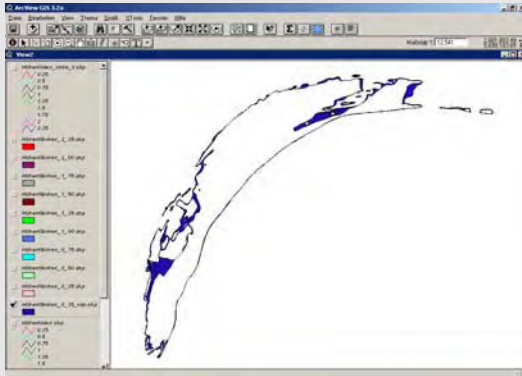
Fläche der Wuchshöhe: 0,25m (gesamt)
ca. 665.045 m²



Fläche der Wuchshöhe: 0,50m (gesamt)
ca. 581.752 m²



Fläche der Wuchshöhe: 0,25m nach Abzug der Wuchshöhe: 0,50m, **ca. 83.293 m²**

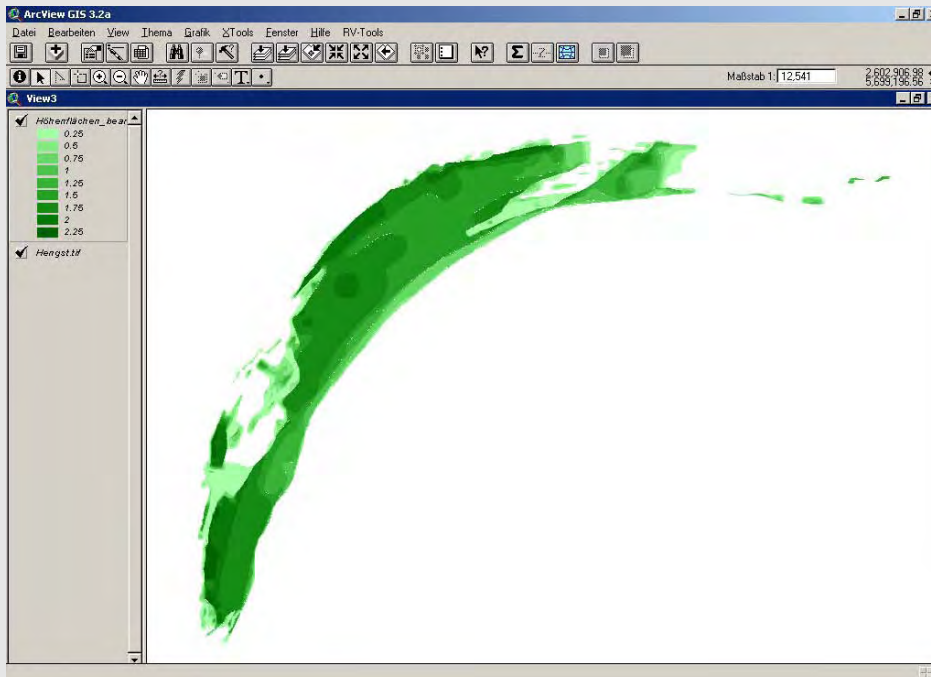


Um die neu generierten Flächen auf Plausibilität zu überprüfen, sollte deren Anzahl mit den Flächen in den Attribute-Tabellen verglichen werden. Differenzen können dadurch entstehen, wenn sich bei der Subtraktion negative Werte ergeben, d.h. die Fläche nicht mehr existiert. In solchen Fällen muss eine Korrektur manuell erfolgen und in ein neues Shape überführt werden.

6. Ergebnisse:

Als Resultat von Schritt 5 ergeben sich einzelne Flächen für die jeweiligen Wuchshöhen, die anschließend zu einer Shape-Datei zusammengefügt werden. Deren Flächeninhalte können über das aus dem Internet herunterzuladende „Xtools-Extension“:

(Quelle: <http://www.arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=11526>) berechnet werden.








6.4.3 Luftbildauswertung

Für die Luftbildauswertung wurden die Seen mit einem Sportflugzeug überflogen und Übersichts- sowie Detailfotos einzelner Bereiche erstellt. Die Überfliegungen erfolgten bei guter Sicht und möglichst geringer Wassertrübung, um auch die Ausdehnung noch untergetauchter Wasserpflanzenbestände abschätzen zu können.

Die so gewonnenen Fotos wurden digitalisiert und zu einem Gesamtbild zusammengesetzt. Da die Seen auf den Fotos nicht vertikal abgebildet werden, wurden die Flächen optisch mit Hilfe von Landmarken verglichen, das Ausmaß der Flächen der bis an die Wasseroberfläche gelangten Makrophyten ermittelt und als Polygon-Shapes in ArcView dargestellt. Als Kartenhintergrund der Darstellungen dienen digitale Topografische Karten (TK 25) bzw. die deutsche Grundkarte (DGK 5). In ArcView wurden dann auch die Ausdehnungen der Makrophytenbestände berechnet.

6.4.4 Vorort-Erfassung

Die Vorort-Erfassung ist als halbquantitative Methode konzipiert. Verwendet wurde eine Harke (Breite: 60 cm, Länge der Zinken: beiderseits 11 cm, Abstand der Zinken: 2 cm) mit einem Seil von 17 m Länge. Pro Messpunkt wurde die Harke zweimal vom Boot aus möglichst weit ausgeworfen und über den Boden ziehend wieder eingeholt. Das in der Harke verfangene Pflanzenmaterial wurde in seiner Menge in 5 Häufigkeiten in Anlehnung an die Klassifizierung von KOHLER (1978) (siehe Tab. 6.4-1) geschätzt (Abb. 6.4-1). Danach wurde das entnommene Pflanzenmaterial möglichst auf Artniveau bestimmt und in seinen prozentualen Anteilen geschätzt. Einzelne Pflanzen werden von den einzelnen Zinken der Harke z.T. nicht erfasst, so dass die Bereiche nicht grundsätzlich als frei von Makrophyten angesehen werden können.

		
<p>H 1: fehlend - gering</p>	<p>H 2: wenig</p>	<p>H 3: mittel</p>
		<p>Abb. 6.4-1: Bestandserhebung nach der Vorort-Methode: photographische Darstellung der fünf Häufigkeitsstufen.</p>
<p>H 4: viel</p>	<p>H 5: massenhaft</p>	

Für die Vorort-Erhebung wurde jeder See mit einem gleichmäßig verteilten Punktraster von 25 bis 40 Messstellen belegt, in denen mittels Harke die Makrophytenbestände erfasst wurden.

2004 und 2005 wurden in den verschiedenen Häufigkeitsbereichen der Makrophytenbestände *Elodea nuttallii* quantitativ pro Flächeneinheit für eine anschließende Biomassebestimmung durch Taucher entnommen. Hierzu wurde ein Winkel mit der Kantenlänge 30 cm und Farbmarkierung, so dass er auch bei Trübung von einem Taucher unter Wasser gut erkannt werden konnte, verwendet (Abb. 6.4-2).



Abb. 6.4-2: Winkel zur quantitativen Entnahme von Makrophyten unter Wasser

Im Labor der Ruhrverbandes wurde die entnommene *Elodea nuttallii* in einem Sieb abtropfen gelassen. Das „Nassgewicht“ entspricht diesem Abtropfgewicht. Die Pflanzenprobe wurde anschließend nach der EDIN 38414 –22 (S22) durch eine schonende Trocknung im Vakuum (0,6 mbar) für 24 Stunden gefriergetrocknet und dann das „Trockengewicht“ bestimmt.

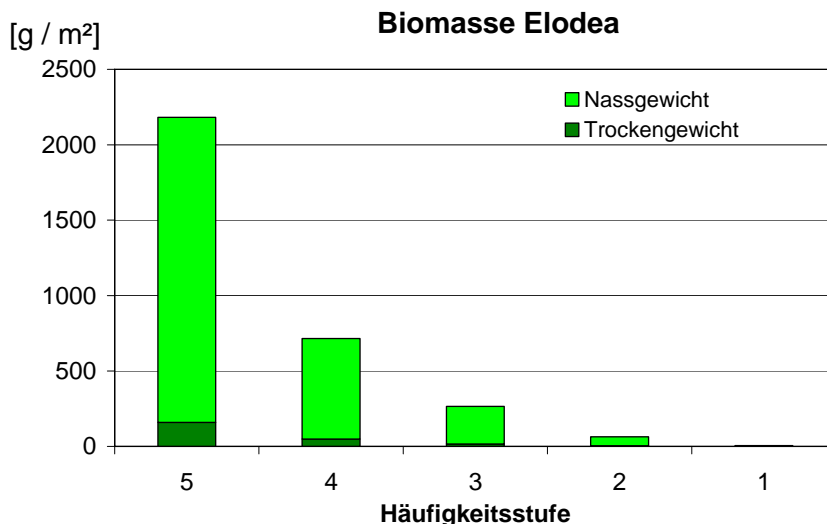


Abb. 6.4-3: Bestimmung der Biomasse von *Elodea nuttallii* in den fünf Häufigkeitsstufen. (Angaben als Nass- und Trockengewicht in g/m²)

Abb. 6.4-3 zeigt, dass die geschätzten fünf Häufigkeitsklassen einer exponentiellen Zunahme der Biomasse von H1 nach H5 entsprechen, bei gleichem relatives Verhältnis von Nass- zu Trockengewicht. Aus den Daten der flächenbezogenen Biomassebestimmung

können die Bestandserhebungen vor Ort in Gesamtbiomasse von *Elodea nuttallii* pro See hochgerechnet werden.

6.4.5 Kartierung von Vegetationsprofilen

Durch die Firma Lanaplan (Dr. Klaus van de Weyer) wurden regelmäßig während der Vegetationsperiode Unterwasserkartierungen durchgeführt. In allen Seen wurde hierzu jeweils ein Vegetationsprofil pro See angefertigt. Die Länge der Profile liegt zwischen 240 – 450 m. Zur Orientierung wurde für jedes Transekt ein Stahlseil ausgebracht, an dem jeweils zehn Meter lange Abschnitte in einer Breite von zwei Meter (= 20 m²) untersucht wurden. Hierbei wurde in jedem Abschnitt die Gewässertiefe, Wuchshöhe von *Elodea* bzw. anderen, höherwüchsigen Makrophyten notiert. Außerdem wurde die Häufigkeit aller Makrophyten je Abschnitt mit Hilfe der von KOHLER (1978) entwickelten Häufigkeitsskala erfasst, die sowohl in Seen wie auch in Fließgewässern Verwendung findet (LUA NRW 2001; MELZER et al. 1988).

Tab. 6.4-1: Schätzsкала der Häufigkeit nach KOHLER (1978)

Skala			
1	sehr selten	4	häufig
2	selten	5	sehr häufig bis massenhaft
3	verbreitet		

Abb. 6.4-4 zeigt die Lage der Vegetationsprofile in den vier untersuchten Seen. Im Baldeneysee wurde nach zweimaliger Untersuchung das vorgesehene Vegetationsprofil aufgegeben, da dort keine großflächigen Vorkommen von *Elodea*-Arten nachgewiesen werden konnten. Statt dessen wurden punktuelle Bereiche, in denen das Vorkommen von *Elodea nuttallii* bekannt war, auf Bestandsgröße und Wuchsform und -höhe hin kontrolliert. In

Tab. 6.4-2 sind die Termine aller Unterwasserkartierungen zusammengestellt. Für die Auswertung wurden auch Voruntersuchungen vor dem eigentlichen Projektbeginn mit berücksichtigt. Die Lage der Profile ist in Abb. 6.4-4 kartografisch dargestellt. Die Darstellung aller Profile mit den Ergebnissen von Häufigkeiten und Wuchslängen befinden sich im Kap.7.4.5

Tab. 6.4-2: Zusammenstellung der Termine der Unterwasserkartierungen der Vegetationsprofile in den vier Flusstauseen, 2002 – 2007

Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader See	Baldeneysee
2002			
16.04.2002	16.04.2002	25.03.2002	07.05.2002
27.08.2002	17.05.2002	23.04.2002	13.09.2002
23.09.2002	23.07.2002	21.05.2002	
	26.08.2002	24.06.2002	
		26.07.2002	
		30.08.2002	
		27.09.2002	
2003			
13.05.2003	13.05.2003	21.05.2003	
2004			
20.04.2004	20.04.2004	19.04.2004	
21.06.2004	01.08.2004	23.06.2004	
01.08.2004	08.10.2004	04.08.2004	
08.10.2004	28.12.2004	06.10.2004	
2005			
25.04.2005	26.04.2005	21.04.2005	
18.05.2005	18.05.2005	20.05.2005	
16.06.2005	16.06.2005	14.06.2005	
12.07.2005	12.07.2005	13.07.2005	
18.08.2005	18.08.2005	24.08.2005	
13.09.2005	13.09.2005	16.09.2005	
	18.10.2005	20.10.2005	
2006			
	27.02.2006		
	25.04.2006		
10.07.2006	10.07.2006	11.07.2006	
01.10.2006		17.10.2006	17.10.2006
2007			
03.05.2007	03.05.2007	02.05.2007	
		02.07.2007	
05.09.2007	05.09.2007	07.09.2007	

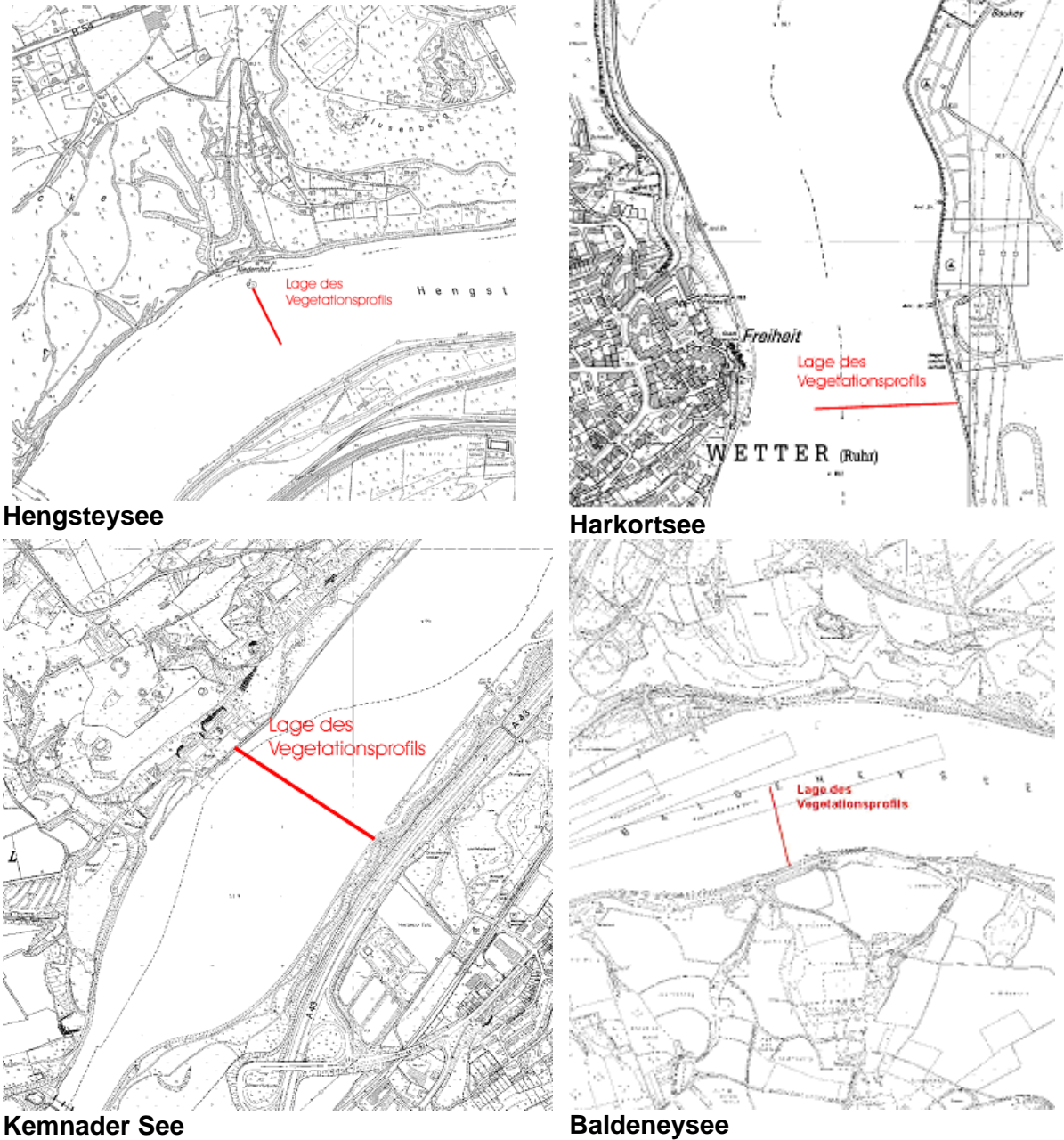


Abb. 6.4-4: Lage der Vegetationsprofile für die Unterwasser-Kartierung der Makrophyten

Im Kemnader See wurde zudem einmalig das Ufer in Anlehnung an MELZER et al. (1988) in homogene Abschnitte unterteilt und die gesamte Makrophytenvegetation erfasst. Da sich diese Methode jedoch nicht für Flachseen eignet, die auch in der Seemitte Bewuchs aufweisen, wurde diese Methode nicht weiter angewandt.

6.4.6 Vergleich der Methoden der Bestandserfassung

Ein Ziel des Projektes ist es, verschiedene Erfassungsmethoden der Makrophytenbestände zu vergleichen und nach ihrer Aussagesicherheit und Effizienz zu bewerten. In Tab. 6.4-3 sind die im Projekt verwendeten Methoden nach ihrer Aussagefähigkeit bezüglich der bewachsenen Flächen, Bestandsdichten, Pflanzenlängen und Artenzusammensetzung klassifiziert.

Tab. 6.4-3: Aussagekraft verschiedener Methoden der Makrophyten-Bestandserfassung

Methode	Bestandsfläche /Qualität	Bestandsdichte	Höhe der Makrophyten	Artenzusammensetzung
Satellitenauswertung	ja + hohe Genauigkeit	nein	(ja)	nein
Echoloterfassung	ja + hohe Genauigkeit	nein	ja	nein
Luftbildauswertung	ja, nur für Bestände an der Wasseroberfläche	nein	(ja)	nein
Vor-Ort-Erfassung	ja + mäßige Genauigkeit	ja	ja	ja
Kartierung von Vegetationsprofilen	nein	ja	ja	ja

Tab. 6.4-4: Kosten der verschiedenen angewendeten Methoden der Makrophyten-Bestandserfassung

Methode	Nettokosten je Ruhrstausee
Satellitenauswertung	ca. 3.150 €
Echoloterfassung	ca. 4.700 €
Luftbildauswertung	ca. 600 €
Vor-Ort-Erfassung	ca. 850 €
Kartierung von Vegetationsprofilen	ca. 1.650 €

Bei vergleichbarem Zeitaufwand zur Erfassung und Auswertung stellen sich die Nettokosten als geeignete Größe für einen direkten Vergleich der Methoden dar, die Aussagekraft ist jedoch sehr unterschiedlich.

Satellitenauswertung:

Anwendbarkeit: Nur zu Zeiten, in denen der Satellit das Zielgewässer überfliegt, d.h. zwei bis dreimal im Sommerhalbjahr bzw. monatlich bei Bestellung.

Aufwand: Die Satellitenbilder von Landsat müssen beim Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt einzeln gekauft werden. Die Aufbereitung der Satellitenaufnahmen und Auswertung in Hinblick auf die Ausdehnung der Makrophytenbestände kann z.B. die Firma Vista durchführen. Die Kosten hierfür betragen 2002 pro See ca. 3.150 €.

Ergebnis: Eine Karte, in der die Flusstauseen mit der Ausdehnung der Makrophytenbestände zu erkennen sind. Die Erfassung erfolgt erst bei ausreichender Dichte der Bestände (Quantifizierung der Mindestdichte bzw. Mindesthöhe ist nicht möglich), graduelle Abundanzunterschiede sind kaum erkennbar und müssten vor Ort bei jeder Überfliegung des Satelliten neu kalibriert werden. Die Makrophytenlänge kann nur zwischen „submers“ und „die Oberfläche erreichend“ klassifiziert werden. Verfahren, aus den Lichtabsorptionsspektren Schlüsse auf die dominanten Arten der Bestände zu ziehen, sind zur Zeit noch in der Entwicklung.

Resümee: Die Satellitenauswertung kann nicht zur Routine-Untersuchung eingesetzt werden, da das Wetter und die Satellitenstellung häufig limitierende Faktoren sind. Der Erkenntnisgewinn dieser Methode ist im Vergleich zu den anderen Methoden als eher gering einzuschätzen.

Echolotauswertung

Anwendbarkeit: Das Verfahren setzt voraus, dass bereits eine bathymetrische Karte des Gewässer existiert, ansonsten muss diese vor Erfassung des Makrophytenbestandes noch erstellt werden. Da die Echoloterfassung vom Boot aus erfolgt, können Bestände in sehr flachen Bereichen (Ufer, Untiefen wie Kiesbänke o.Ä.) nicht erfasst werden. Eine Erfassung in dichten Beständen, die bis zur Oberfläche reichen und bei erhöhtem Abfluss ist nicht möglich (⇒ Vernachlässigung kleinräumiger Heterogenitäten in den Massenbeständen).

Aufwand: Die Echoloterfassung ist aufwendig und setzt eine spezielle technische Ausrüstung und Erfahrung in der Auswertung und Interpretation voraus. Bei externer Beauftragung muss dies mit genügend zeitlichem Vorlauf erfolgen, da nur wenige Anbieter existieren mit entsprechend hoher Auftragsauslastung. Ein kurzfristiges Reagieren auf Ereignisse mit direkt anschließender Bestandserfassung wird in der Regel kaum möglich sein. Um Aussagen nicht nur über die Ausdehnung der Bestände sondern auch noch über die Artenzusammensetzung machen zu können, muss die Echoloterhebung mit einer Vor-Ort-Kartierung gekoppelt werden.

Ergebnis: Eine Karte, in der die Flusstauseen mit der Ausdehnung der Makrophytenbestände in den unterschiedlichen Pflanzenlängenklassen dargestellt sind. Die Erfassung erfolgt erst bei ausreichender Dichte des Bestandes (eine Quantifizierung der Mindestdichte ist nicht gegeben).

Resümee: Die Echolotauswertung ist wegen der notwendigen Vorlaufzeit und dem organisatorischen Aufwand als Routine-Methode nur wenig geeignet, da sie zudem erst durch Koppelung an eine andere Methoden, die das vorkommende Artenspektrum erfasst, zu geeigneten Aussagen kommt.

Luftbildauswertung

Anwendbarkeit: Nur bei guten Sichtverhältnissen, vor allem wenn die Wasserpflanzen bereits die Oberfläche erreicht haben. Bei geringer Wassertrübung können auch submerse Bestände erfasst werden.

Aufwand: Die Kosten für die Untersuchung der Flusstauseen betrug im Projekt ca. 600 €/See, inkl. Personalkosten für den anschließenden Digitalisierungs- und Auswertungsaufwand.

Ergebnis: Eine Karten der Ausdehnung der Makrophytenbestände der Flusstauseen als einheitliche Fläche.

Resümee: Die Luftbilderfassung ist eine kostengünstige und schnelle Methode der Bestandserfassung, allerdings ist sie als quantitatives Verfahren nur bei Massenbeständen, welche die Oberfläche erreichen, geeignet. Damit kann das beginnende Wachstum als

Warnsignal für eine entstehende Massenentwicklung nicht erkannt werden. Um Aussagen nicht nur über die Ausdehnung der Bestände sondern auch noch über die Artenzusammensetzung machen zu können, muss die Luftbildauswertung mit einer Vor-Ort-Kartierung gekoppelt werden.

Vor-Ort-Erfassung

Anwendbarkeit: Das Verfahren kann außer bei Hochwasser zu jeder Jahreszeit und jeder Witterungsbedingung durchgeführt werden. Es erlaubt eine Differenzierung nach Makrophytenarten, -längen und Wuchsdichten. Dieser Detaillierungsgrad geht jedoch auf Kosten der Repräsentativität. Da aus dem Punktraster der Beprobungen auf die Ausdehnung der Felder geschlossen wird, können kleinräumige Heterogenitäten nicht erfasst werden.

Die Erfassung nach dem Vor-Ortverfahren ist in Flusseen nur vom Boot aus möglich. Damit ist sowohl eine Mindestwassertiefe notwendig als auch die Einschränkung bei stark verkrauteten Bereichen gegeben, wenn die Dichte der Bestände ein Passieren nicht ermöglicht.

Aufwand: Der Erhebungs- und Auswertungsaufwand sind mit ca. 850 €/ See relativ gering, so dass mit diesem Verfahren Kartierungen auch in kürzeren Zeitabständen möglich sind. Außer dem Bootsführer werden zwei weitere Personen zur Kartierung benötigt, von denen zumindest eine Person über fundierte Artenkenntnis der aquatischen Makrophyten verfügen sollte.

Ergebnis: Ein Punktraster, differenziert nach Makrophytenarten in ihren jeweiligen relativen Anteilen und Wuchsdichte in Häufigkeitsklassen. Durch das Verbinden von gleichartigen Punkten der Rasteraufnahme entstehen Iso-Linien, die zu Flächen geschlossen werden können und damit auch quantitative Aussagen für den gesamten See ermöglichen.

Resümee: Die Vor-Ort-Kartierung hat sich im Projekt als die effizienteste Methode der Bestandserfassung herausgestellt.

Kartierung von Vegetationsprofilen

Anwendbarkeit: Das Verfahren ist außer bei Hochwasser zu jeder Jahreszeit möglich, setzt jedoch den Einsatz eines Tauchers mit fundierten Makrophytenkenntnissen voraus.

Das Verfahren der Unterwasserkartierung ist nicht geeignet die Makrophytenvegetation ganzer Flachseen, bei denen der gesamte Gewässergrund bewachsen ist, zu erfassen. Daher werden für diesen Gewässertyp ein oder mehrere repräsentative Transekte kartiert

Aufwand: Die Unterwasserkartierung erfolgt an ausgewählten Transekten vom Boot aus. Damit ist neben zwei Tauchern zur Kartierung zudem ein Bootsführer notwendig. Der Zeitaufwand der Unterwasserkartierung ist bei einem fachlich versierten Taucher relativ gering, aufwendiger ist jedoch die Datenaufbereitung und -darstellung. Die Kosten hierfür betragen pro See ca. 1.650 €

Ergebnis: Die Vegetationsprofile können zweidimensional für jede Pflanzenart nach Häufigkeitsklasse und Pflanzenlänge grafisch dargestellt werden.

Resümee: Das Verfahren lässt keine quantitative Aussagen zu den Beständen eines Sees zu. Der hohe Detaillierungsgrad stellt jedoch eine optimale Ergänzung zu den Verfahren zur

Erfassung von Bestandsflächen, vor allem zum „Vor-Ort-Verfahren“ dar. Es ist besonders gut geeignet zum Langzeit-Monitoring von Beständen, wenn ein einmal festgelegtes Profil in regelmäßigen Abständen wiederholt kartiert wird und auf diese Weise qualitative und quantitative Veränderungen dokumentiert werden können.

6.5 Morphometrie von *Elodea nuttallii*

Die detaillierte Vermessung von *Elodea nuttallii*-Pflanzen soll Informationen geben über

- mögliche Unterschiede in der Wuchsform in unterschiedlich dichten Beständen. ⇒ Hieraus können Informationen zur Wachstumsstrategie aber auch zur Biomasseproduktion abgeleitet werden.
- mögliche Unterschiede der Wuchsformen zwischen den Seen oder zwischen verschiedenen Standorten innerhalb eines Sees. ⇒ Hieraus können Informationen über wachstumsfördernde und -hemmende Standortbedingungen abgeleitet werden.
- Unterschiede der Pflanzenlänge vor und nach Mahd bzw. Einsetzen der Schleppsense. ⇒ Hierdurch kann der direkte Effekte der Maßnahme sowie die Reaktion der Pflanzen darauf dokumentiert werden.
- mittlere Wachstumsgeschwindigkeiten der Pflanzen eines Bestandes.
- mögliche Anpassung der Wuchsform an sich ändernde Umweltbedingungen.

Als Parameter wurden zum einen die Gesamtlänge der Pflanze (ohne Wurzeln) gemessen und gleichzeitig die Anzahl der Verzweigungen gezählt. Zum anderen wurden die Pflanzen in ihren einzelnen Abschnitten detaillierter vermessen. Abb. 6.5-1 veranschaulicht die Lage der vermessenen Pflanzenabschnitte.

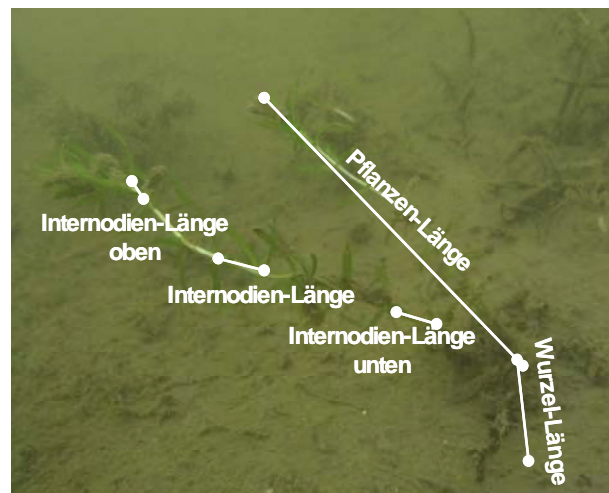


Abb. 6.5-1: Längenmessungen an *Elodea nuttallii*: Lage der ausgemessenen Pflanzenabschnitte

6.6 Chemische Gehalte und Abbaubarkeit

Für die Entwicklung eines Entsorgungskonzeptes für bei der Mahd anfallende Makrophyten (v.a. *Elodea nuttallii*) müssen vorweg folgende Fragen geklärt werden:

- Weist *Elodea nuttallii* erhöhte Konzentrationen von Schadstoffen (z.B. Schwermetalle) auf, die für die weitere Entsorgung beachtet werden müssen?
- Wie sind die Nährstoffgehalte in der Pflanze?
- Wie ist die Abbaubarkeit der Pflanze unter aeroben und anaeroben Bedingungen?

6.6.1 Nährstoff- und Schwermetallgehalte in *Elodea nuttallii*

Pflanzen von *Elodea nuttallii* wurden nach EDIN 38414 –22 (S22) durch eine schonende Trocknung im Vakuum (0,6 mbar) für 24 Stunden gefriergetrocknet und für die Analysen gemörsert. Die folgende Tab. 6.6-1 gibt die analysierten Parameter sowie die hierfür angewendeten Methoden wieder: Die Ergebnisse der Untersuchungen werden im Zusammenhang mit der Kompostierung des Materials diskutiert (Kap. 7.13)

Tab. 6.6-1: Übersicht über die untersuchten Parameter und der verwendeten Methoden zur Klärung der Nährstoff- und Schwermetallgehalte

Parameter	Methode
P	DIN EN 11885 E22
TOC	DIN EN 13137
TC	DIN EN 13137
Heizwert	DIN 51900
CSB	DIN 38414 - S9
70 verschiedenen Metalle	EN ISO 11885 E 22 Analyse mit Hilfe der ICP-MS

6.6.2 Biologischer Abbau von *Elodea nuttallii*

Zur Bestimmung des aeroben Abbaus von *Elodea nuttallii* wurde deren Sauerstoffzehrung (BSB) nach zwei verschiedenen Methoden bestimmt. Eingesetzt wurde vitale, grüne bzw. braungefärbte *Elodea nuttallii* im winterlichen Ruhestadium. Um zudem den Einfluss des epiphytischen Biofilms mit berücksichtigen zu können, wurden beide *Elodea*-Stadien unbehandelt und nach Mikrowellenbestrahlung zur Abtötung von Pflanze und Biofilm für die Zehrungsbestimmung eingesetzt. Als Medium wurde frisch entnommenes Ruhrwasser (Station Essen-Rellinghausen) verwendet. Auch von diesem wurde als Referenz die Zehrung bestimmt. Allen Versuchen wurde ATH zugegeben, um nur den Kohlenstoffabbau ohne Ammoniumoxidation zu bestimmen.

Zwei-Punktbestimmung der Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii*:

Einwaage von *Elodea* (Nassgewicht): 374 bis 689 mg

Bestimmung der Zehrung nach 5 Tage Inkubation im Dunkeln bei 20 °C:

- von Ruhrwasser mit ATH
 - von Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (grün)
 - von Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (braun)
 - von Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (grün) Mikrowellenbestrahlung
 - von Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (braun) Mikrowellenbestrahlung
- durch Differenzbildung des Sauerstoffgehaltes zu Beginn des Versuches und nach 5 Tagen.

Bestimmung der Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* im Sapromat:

Im Vergleich zur Zwei-Punkt-Bestimmung kann durch die Messung in einem Sapromat die Sauerstoffzehrung als Abbaukinetik über die Zeit ermittelt werden. Die Messungen wurden an der Universität Duisburg Essen, Standort Essen im Fachbereich 10 Siedlungswasserwirtschaft an einem Sapromat E der Firma VOITH SULZER (Abb. 6.6-1b) durchgeführt.

Abb. 6.6-1a verdeutlicht die prinzipielle Funktionsweise eines Sapromats: Pflanzenteile von *Elodea* werden in das Reaktionsgefäß (3) gegeben und bei 20 °C in Dunkelheit inkubiert, wobei das entstehende CO₂ quantitativ absorbiert wird. Der bei Dunkelatmung und Abbau verbrauchte Sauerstoff wird als Unterdruck am Schaltmanometer (5) detektiert und durch im Sauerstoffzeuger (4) elektrolytisch gebildeten Sauerstoff ausgeglichen. Damit entspricht der für die Elektrolyse benötigte Strom dem bei der Zehrung von *Elodea* verbrauchten Sauerstoff.

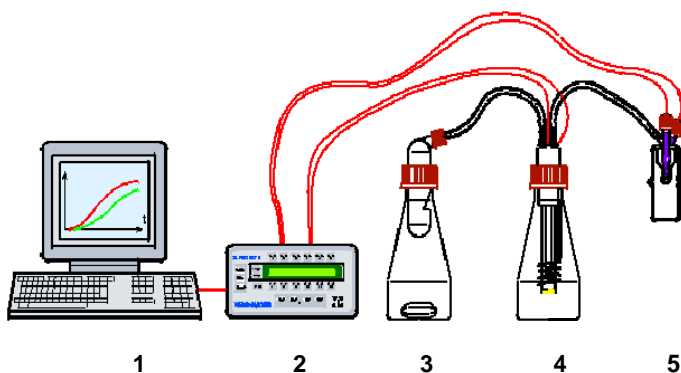


Abb.6.6-1a



Abb.6.6-1b

Abb. 6.6-1: **a:** Schematische Darstellung der Funktionsweise eines Sapromats. (1) Auswertung, (2) Steuerungsgerät, (3) Reaktionsgefäß mit CO₂-Adsorber, (4) Sauerstoffzeuger, (5) Schaltmanometer (verändert nach VOITH SULZER 1996). **b:** Reaktionseinheit des Sapromat E der Firma VOITH SULZER

Wie für die Zwei-Punkt-Bestimmung wurden verschiedene Versuchsansätze miteinander verglichen:

- Ruhrwasser mit ATH
- Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (grün)
- Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (braun)
- Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (grün) Mikrowellenbestrahlung
- Ruhrwasser mit ATH und *Elodea nuttallii* (braun) Mikrowellenbestrahlung

Biologischer Abbau von *Elodea nuttallii* unter anaeroben Bedingungen

Die Faulungsversuche wurden mit *Elodea*-Material aus dem Hengsteysee (Entnahme: 04.07.2004) bei 36 °C manometrisch nach DIN 38414 S 8 über 28 Tage durchgeführt. Als Impfschlamm wurde Faulschlamm der KA Duisburg-Kaßlerfeld verwendet. Als Versuchsansätze wurde der Impfschlamm (= Faulschlamm) sowie eine Mischung aus Impfschlamm und *Elodea*-Material im Verhältnis 4 : 1 angesetzt.

Das Pflanzenmaterial wurde nur manuell ausgepresst und nicht mechanisch zerkleinert. Die Faulversuche wurden ohne kontinuierliche Rührung durchgeführt, jedoch zeitweise manuell geschüttelt. Als Ergebnis wurde die durch die *Elodea*-Probe gebildete spezifische Faulgasproduktion ermittelt. Sie entspricht dem auf die Masse der organischen Substanz der Probe vor der Faulung bezogenen Faulgasvolumen. Als Maß für die organischen Stoffe dient der Glühverlust der Trockenmasse. Zusätzlich erfolgte die Bestimmung der organischen Stoffe nach 28-tägiger Faulung.

6.7 Wachstumsexperimente

Vorversuche 2005

Zur experimentellen Bestimmung der Wachstumsraten von *Elodea nuttallii* wurden im Jahr 2005 Vorversuche gestartet, um die Möglichkeiten des Wachstumsverhaltens unter kontrollierten Bedingungen zu testen. Hierfür wurden zwei parallele Ansätze gewählt. Zum Einen ein Aufbau mit Plexiglasröhren an der Messstation Kemnade und zum Anderen Untersuchungen im Labor in Becken.

Vorversuch Röhren 2005

Diese Untersuchung wurde an der Messstation Kemnade mit sechs Plexiglasröhren mit einem Volumen von 460l (\emptyset von 29,3cm; Höhe von 100cm) durchgeführt. Befüllt wurden sie mit jeweils ca. 400 l Wasser aus dem Kemnader See und mit Trieben von *Elodea nuttallii* besetzt. Damit die Pflanzen zu Boden sinken, wurden sie mit Verschlussklips (Abb. 6.7-1) versehen. Ein dünnes Seil ermöglichte die Entnahme der Pflanzen zur Längenvermessung. Die ersten Pflanzen starben in relativ kurzer Zeit wieder ab. Als Ursache hierfür wurde die intensive Sonneneinstrahlung (Aufheizung des Wassers und UV-Strahlung) vermutet und entsprechende Schutzmaßnahmen, in Form von Abdunkelung des wassergefüllten Bereiches durch Alufolie, durchgeführt. Als diese Maßnahmen keinen Erfolg zeigten, wurde die Kühlung der Röhren durch Ruhrwasser vorbereitet. Hierfür sollten große Becken eingesetzt werden. Die Materialbeschaffung dauerte jedoch so lange, dass die Fortsetzung der Versuche erst in der Wachstumsperiode 2006 möglich war.



Abb. 6.7-1: Röhrenaufbau im Vorversuch 2005, mit Alufolie abgedunkelt und besetzt mit *Elodea nuttallii*

Vorversuch Becken 2005

In Vorversuchen wurden Sedimente aus verschiedenen Seen sowie unterschiedliches Wasser in sechs 5 l Becken gefüllt, um einen ersten Hinweis auf das Wuchsverhalten von *Elodea nuttallii* aufzuzeigen. Hierbei kam es zum Absterben der Pflanze in Sedimenten des Baldeneysee. Vorherige Untersuchungen der Sedimente hatten jedoch ergeben, dass diese sich nur durch ihren etwas höheren Anteil an CaCO_3 von den Anderen unterscheiden. Dies gab den Anlass zu dem unter Punkt „Becken 2006“ beschriebenen Versuchsaufbau.

Tab. 6.7-1: Versuchsanordnung der Becken 2005 und Reaktion von *Elodea nuttallii*

Versuchs-Nr.	Sediment	Wasser	Reaktion Elodea
1.	Baldeneysee	Kemnader See	tot
2.	Hengsteysee	Kemnader See	Wachstum
3.	Hengsteysee	Ablauf Stora Enso	tot
4.	ohne	Kemnader See	Wachstum
5.	Baldeneysee	Ablauf Stora Enso	Fast tot
6.	Baldeneysee	Kemnader See	tot

Versuchsaufbau Röhren 2006

Durch die Vorversuche im Jahr 2005 konnten einige der Probleme der praktischen Umsetzung der experimentellen Versuche gelöst werden und Mitte Mai standen alle notwendigen Materialien zur Verfügung. Im Laufe der Untersuchungen ergaben sich jedoch Schwierigkeiten, so dass am 11.07.06 ein weiterer Umbau vom geschlossenen System zu Durchflusssystem notwendig wurde. In den folgenden beiden Absätzen werden diese Systeme beschrieben.

Geschlossenes System

Die weiter oben beschriebenen Röhren wurden im Frühjahr 2006 zu jeweils 3 Stück in zwei große Becken mit den Maßen, Länge 180,5 x Breite 68,5 x Höhe 70 cm gestellt, welche durch ein Pumpen-Röhren-System ständig mit Wasser aus dem Kemnader See durchflossen wurden. In die Röhre (im folgenden „R“) 1 wurde ca. 5 l Sediment vom Harkortsee und R4 mit der gleichen Menge aus dem Baldeneysee befüllt. Die jungen Triebe von *Elodea nuttallii* wurden mit dünnen Silikonschläuchen und Verschlussklipsen auf einen Plexiglasstreifen befestigt (Abb. 6.7-2). Mittels zweier dünner Seile, die an den Seiten befestigt wurden konnten diese „Schaukeln“ wöchentlich aus den Röhren geholt werden, vorsichtig von Ablagerungen gesäubert, auf Millimeterpapier gelegt und mit einer Digitalkamera fotografiert werden. Zum Schutz vor Verunreinigen wurden die Röhren mit Gaze abgedeckt.

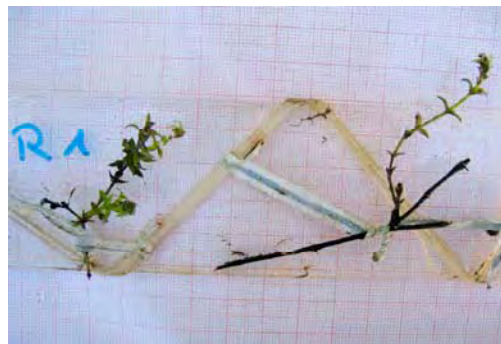


Abb. 6.7-2: Aufbau Röhren und „Schaukel“ von R1 bestückt mit 2 Pflanzen *E. nuttallii*

Wöchentlich wurde das Wasser der Röhren mit einer Multi Sonde der Firma WTW (Multi 350i) auf die Parameter Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie Leitfähigkeit gemessen. Die Genauigkeit des Gerätes wird in der folgenden Tab. 6.7-2 dargestellt. Um den Gehalt an Phosphor und Ammonium sicherzustellen, wurde im

zweiwöchentlichen Rhythmus Wasseranalysen auf Orthophosphat nach der DIN EN ISO 6878 D11 und für Ammonium nach DIN 38406 E5 durchgeführt.

Tab. 6.7-2: Messbereich und Messgenauigkeit der WTW-Sonde (laut Herstellerangaben)

Parameter	T [°C]	pH-Wert	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]	Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]
Messbereich	5 bis + 105	2,00 bis 20,00	0 bis 20,0	0 bis 200,0	0 bis 2000
Messgenauigkeit	± 0,2	± 0,004	± 0,5% des Messwertes	± 0,5% des Messwertes	± 0,5% des Messwertes

Durchflusssystem

Extreme pH-Werte bis über pH 12 gaben Anlass, das geschlossene System aufzugeben und die Röhren kontinuierlich von Wasser des Kemnader Sees durchfließen zu lassen (Abb. 6.7-3). Hierdurch wurden die Pflanzen mehr oder weniger den gleichen Bedingungen ausgesetzt, wie sie in den untersuchten Seen herrschen.

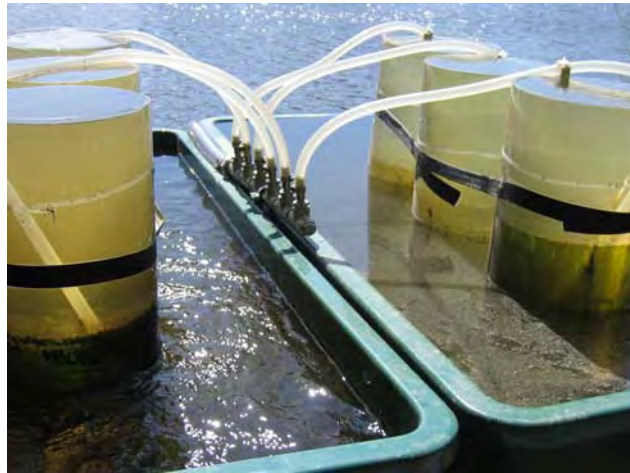


Abb. 6.7-3: Röhren im Durchflusssystem

Versuchsaufbau Becken 2006

Die Versuche im Labor wurden als Parallelversuche ausgelegt. Es wurden drei Glasbecken (Innenmaße: 19 x 14 x 19; Volumen: 5l) und drei Steilhalsflaschen aus Glas (Durchmesser: 18 cm; Volumen 5,6l) mit Wasser aus dem Kemnader See befüllt. Um die Reaktion des Wachstums von *Elodea nuttallii* auf den Kalkgehalt des Wassers zu untersuchen, wurden Becken (im folgenden „B“) 1 und B2 mit Wasser aus dem Kemnader See (Wasserhärte von ca. 8° dH) befüllt. Bei B3 und B4 wurden mit 0,36 g CaCO₃ die Wasserhärte auf 12°dH und bei B5 und B6 mit 0,72 g CaCO₃ auf 16°dH erhöht. In die Becken wurden die Triebe von *Elodea nuttallii* gesetzt. Wöchentlich wurden die Pflanzen auf Millimeterpapier gelegt und fotografiert und wie in den Röhren am Kemnader See mit einer WTW Sonde die Parameter Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie die Leitfähigkeit gemessen. Im 2-wöchentlichen Rhythmus wurden Wasseranalysen auf Orthophosphat nach DIN EN ISO 6878 D11 durchgeführt, um einen möglichen Phosphatmangel auszuschließen.

6.8 Bestandserhebung Fische

Zur Erfassung und Vergleichbarkeit der Fischbestände in den Ruhrstauseen wurden Probebefischungen durchgeführt sowie aktuelle Fischbestands-Daten der Ruhrfischereigenossenschaft Essen (RFG) zugrunde gelegt. Die Fischbestandsuntersuchungen im Auftrag der RFG wurden ebenfalls vom Aufgabenbereich Forsten und Ökologie des Ruhrverbandes durchgeführt.

Der Kemnader See wurde darüber hinaus mehrfach mit Multi-Maschennetzen befishet, um die Entwicklung des Rotfeder-Bestandes (Besatzversuch) zu dokumentieren.

Befischungsmethoden

Zur Arterfassung und zur Abschätzung der Fischbestände wurde mit verschiedenen Fangmethoden gearbeitet. Litoral, Benthal und Pelagial der Stauseen wurden mit Stellnetzen, die Uferzonen durch Reusen befishet. Zudem wurden die Besiedlung der Ufer mit Hilfe der Elektro-Befischung untersucht.

Stellnetzbefischung

Um möglichst einen Fang aller Alters- und Größenklassen (ab Alter 1+) zu erhalten, wurden Stellnetze mit 10 verschiedenen Maschenweiten von 10 - 90 mm eingesetzt:

- Die Netze der Mascheweiten 10, 15 und 20 mm hatten eine Länge von je 25 m und eine durchschnittliche Höhe von 1,5 m.
- Die Stellnetze der Maschenweiten 30 – 90 mm hatten eine Länge von je 25 m und eine Höhe von 2 m.

Weiterhin wurden am Kemnader Stausee Multi-Maschennetze mit 12 verschiedenen Maschenweiten von 5 bis 55 mm, einer Länge von 30 m und einer Höhe von 1,5 m eingesetzt. Jede Maschenweite ist mit 3,75 m² pro Netz vorhanden. Mit diesen Netzen ist auch der Fang von Fischbrut (0+) möglich.

Schema: Multimaschen-Kiemennetz / Maschenweiten

43 mm	19,5 mm	6,25 mm	10 mm	55 mm	8 mm	12,5 mm	24 mm	15,5 mm	5 mm	35 mm	29 mm
----------	------------	------------	----------	----------	---------	------------	----------	------------	---------	----------	----------



Abb.6.8-1: Stellnetzbefischung, Kemnader See, Nov. 2007

Die Stellnetze wurden jeweils am späten Nachmittag des Untersuchungstages im Gewässer exponiert und am darauf folgenden Morgen wieder gehoben. Die Netze verblieben somit für ca. 15 Stunden im Gewässer.

Die Fänge der Stellnetzfisherei wurden gemessen und gewogen. Anhand den so ermittelten Daten wurde der jeweilige Korpulenzfaktor (KF) ermittelt. Dieser Faktor dient als Maß für den Ernährungs- und Konditionszustand des Fisches (JENS 1980). An einer Auswahl der gefangenen Fische wurden Altersbestimmungen durchgeführt. Hierzu wurden die Wachstumsringe von Schuppen unter dem Binokular ausgezählt.

Reusenbefischung

Zum Fang und Nachweis von bodenorientierten Fischen, Jungfischen und Krebsen wurden so genannte Kettenreusen über Nacht aufgestellt. Jede Reuse besteht aus 4 Fangkörben (Bügeldurchmesser: 50 cm, Maschenweite 15 mm), die durch Leitnetze miteinander verbunden sind. Die Gesamtlänge einer Reuse beträgt 12 m. Die Reusen wurden ebenfalls am späten Nachmittag des Untersuchungstages im Gewässer exponiert und am darauf folgenden Morgen wieder gehoben. Sie verblieben für ca. 15 Stunden im Gewässer. Die Fänge wurden nach der Bergung gemessen und gewogen.



Abb. 6.8-2: Reusenfang, Kemnader See, Nov. 2007

Elektrobefischung

Zum Nachweis von Fischen in den Uferzonen wurde mit einem Gleichstrom-Elektrofischfängergerät der Marke EFKO 7000 gefischt. Der Fang erfolgte vom Boot aus, es wurde dabei eine Streifenanode und eine Seilkathode verwendet. Die Fänge wurden mit Keschern entnommen und dann gemessen. Die Durchschnittsgewichte zur weiteren Berechnung wurden einer Längen-/ Gewichtstabelle entnommen.



Abb. 6.8-3: Befischung mit E-Fischgerät EFKO 7000, Kemnader See, Nov. 2007

Tab. 6.8-1 stellt die Untersuchungszeitpunkte und verwendeten Methoden der fischereilichen Untersuchungen im Rahmen des Projektes zusammen.

Tab. 6.8-1: Übersicht: Material und Methoden der Probefischungen Ruhrstauseen

Gewässer	Datum der Befischung	Methode S = Stellnetz R = Reuse E = Elektro	verwendete Netzmaschen	ca. m² Netz pro ha Wasserfläche	Anzahl Reusen
Hengsteysee	13.09.04	E			
Hengsteysee	18.10.06	S, R, E	10 – 90 mm	12	3
Harkortsee	27.09.04	E			
Harkortsee	19.-20.10.04	S, R	10 - 90 mm	16	3
Kemnader See	11.-12.04.01	E, S, R	30 - 90 mm	16	3
Kemnader See	24.-25.10.01	E, S,	10 - 20 mm sowie MM Netz	17	
Kemnader See	28.-29.06.04	S, E	MM- Netze	2	
Kemnader See	13.-14.07.05	S, E	MM- Netze	2	
Kemnader See	26.-27.09.06	S, E	MM- Netze	2	
Kemnader See	21.-22.11.07	E, S, R	70 u. 90 mm sowie MM- Netze	4,5	3
Baldeneysee	15.-17.10.02	E, S, R	10 - 90 mm	17	3
Kettwiger See	12.-13.11.03	E, S, R	10 - 110 mm	23	3

6.9 Bestandserhebung Makrozoobenthos und Zooplankton

6.9.1 Makrozoobenthos

Die auf dem Gewässergrund lebenden Makroinvertebraten (Makrozoobenthos) können wichtige Hinweise auf die biologische Gewässerqualität des untersuchten Gewässers geben. Neben der Qualität des Wassers selbst können auch mögliche Strukturdefizite aufgezeigt werden. Da Flusstauseen einen anthropogen geschaffenen Sonderfall darstellen, können die in den letzten Jahren entwickelten Bewertungssysteme für Fließgewässer (z.B. AQEM/STAR, bzw. PERLODES/ ASTERICS) nur begrenzt zu einer Aussage herangezogen werden.

Im Frühjahr und Sommer 2005 wurde für alle untersuchten Seen eine Bestandserhebung des Makrozoobenthos durchgeführt. Hierfür wurden in jedem See im Uferbereich zwei Probestellen und in der Seemitte eine repräsentative Probestelle ausgewählt und beprobt. In Anlehnung an die Beprobung von Fließgewässern wurde für die Uferzone eine leichte Abwandlung der Methode nach AQEM/ STAR (mangels Strömung wurde der Shovel-Sampler aktiv über die aufgewühlten Flächen bewegt) gewählt.

Für die Seemitte wurden die Proben mit zwei verschiedenen Geräten durchgeführt. Zum Einen wurde eine Biologische Bodendredge der Fa. Hydrobios verwendet, die über eine Strecke von 3 m über den Gewässergrund gezogen wurde. Die Dredge hat die Maße 50 x 20 cm mit einem Fangnetz von 60 cm Länge und einer Maschenweite von 6 mm. Für die Probenahmen vom Herbst wurde der Schlammsauger „aquamotion“ von Gardena© genutzt, um eine definierte Fläche von 30 x 30 cm zu beproben. Die Maschenweite des Fangsackes betrug, wie die des Shovel-Samplers, 500 µm.

Die Proben wurden mit Ethanol (99 %ig) konserviert und im Labor vollständig aussortiert. Anhand der im Anhang aufgelisteten Bestimmungsliteratur erfolgte die Determination der Organismen möglichst auf Artniveau. Anschließend wurde die Taxaliste mit dem Bewertungsprogramm „Perlodes“ als Gewässertyp 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges) berechnet. Obwohl die Bewertungsergebnisse auf Grund der Staubebedingungen nicht aussagekräftig sind, liefern die durch das Programm berechneten einzelnen Mertics wie Diversität und Verteilung funktionaler Typen (z.B. Strömungspräferenz, Ernährungstyp) Informationen zur Charakterisierung der Biozöosenstruktur bezüglich ihrer Funktionsfähigkeit und Anpassung an die Lebensraum-Bedingungen, d.h. Anpassung an das Vorkommen oder Fehlen von Makrophyten.

6.9.2 Zooplankton



Abb. 6.9-1: Zooplanktonnetz

Um die Besiedlung der Stauseen mit Zooplankton zu untersuchen, wurden 2005 und 2007 in den untersuchten Stauseen mit Hilfe eines Planktonnetzes der Fa. Hydrobios (Maschenweite 180 µm) Vertikalfänge durchgeführt. Zur Untersuchung, ob sich unterschiedliche Lebensgemeinschaften in Makrophytenbeständen bzw. den makrophytenfreien Bereichen entwickeln, wurden pro See an zwei Stellen im Gewässer 2 m Wassersäule beprobt. Aufgrund der geringen Zooplanktondichten wurde 2007 jede Probenahmestelle zweifach beprobt. Die Proben wurden mit Formaldehyd (4%) fixiert. Die Ergebnisse wurden auf Individuen/m³ umgerechnet. Die

Biovolumina der Probe wurden anhand eines beim Ruhrverband vorliegenden Berechnungsverfahrens ermittelt. Die weitere Datenverarbeitung erfolgte mit Hilfe der Programme Excel (2000) und Statistica 6.0. Als Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften wurde der Renkonen-Index berechnet (MÜHLENBERG, 1993) und auf dieser Basis Dendrogramme erstellt.

6.10 Fütterungsexperimente

Makrophyten dienen verschiedenartigen Organismen als Nahrungsquelle. Neophyten, wie *Eloдея sp.*, sind in der Regel so erfolgreich und konkurrenzstark, da sie unter anderem als potenzielle Nahrungsquelle nicht genutzt bzw. erkannt werden. Um den Fraßdruck auf *Eloдея nuttallii* zu ermitteln, wurden von 2004 bis 2006 für verschiedene Organismen Versuchsanordnungen zur Nahrungsaufnahme und -präferenz im Labor aufgebaut, die in den folgenden Kapiteln beschreiben werden.

6.10.1 Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*)



Abb. 6.10-1: Markierte Rotfedern der Versuche 2005

Rotfedern gehören in NRW zu den gefährdeten Arten. Sie haben eine Länge von 20 – 30 cm, max. 50 cm und ein Gewicht von 250 – 300 g, max. 2-3 kg. Der hochrückige, seitlich abgeflachte Körper ist an der Bauchkante zwischen Bauchflosse und After gekielt. Im Unterschied zum weit verbreiteten Rotaugen liegt das Vorderende der Rückenflosse deutlich hinter dem

Bauchflossenansatz. Entlang der Seitenlinie besitzt die Rotfeder 40 – 43 große Rundschuppen. Rücken und Kopfoberseite sind graugrün bis braungrün gefärbt. Die Flanken sind heller und glänzen messingfarben, die Bauchseite ist silberfarben. Namensgebend ist die Färbung der Bauch-, After- und Rückenflosse, sie sind orangefarben bis blutrot, am Ansatz bräunlich bis grau (TEROFAL 1984)

Als Schwarmfisch bevorzugt die Rotfeder stehende (Seen, Teiche, Weiher) und langsam fließende Gewässer. Hier besiedelt sie vorwiegend flache, weichgründige und pflanzenreiche Bereiche. Die adulten Rotfedern ernähren sich hauptsächlich von Wasserpflanzen (Laichkräuter, Tausendblatt, Wasserpest u.a.) und in geringerem Maße von Wirbellosen der Uferzone. Zur Laichzeit (Mai - Juli) suchen die Tiere schwarmweise flache, dicht bewachsene Uferstellen auf. Hier werden die klebrigen, ca. 1,5 mm großen Eier (100.000 - 200.000/ Weibchen) an Wasserpflanzen abgelegt. Da die Rotfedern oft mit anderen Cypriniden zusammen ablaichen, kommt es gelegentlich zur Bastardierung mit anderen Arten. (WWW.MUNLV.NRW.DE)

Vorversuche

Ziel der Vorversuche war es zu prüfen,

- ob Rotfedern *Elodea nuttallii* in gleichem Maße als Nahrungsquelle nutzen wie heimische Makrophytenarten (Beispiel: *Myriophyllum spicatum*), die ebenfalls Massenbestände ausbilden können,
- ob Rotfedern *Elodea nuttallii* auch dann als Nahrung annehmen, wenn ihnen eine Mischnahrung aus *Elodea nuttallii*, Zooplankton und Trockenfutter angeboten wird.

In den Vorversuchen wurden in drei Versuchsbecken je 25 Individuen von *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder) in der Größe zwischen 11 cm – 22 cm; Gewicht: 6 g – 125 g über einen Monat gehältert

Versuchsdauer

- Gruppe A und B: 19.07.04 - 19.08.04;
- Gruppe C: 23.07.04 - 24.08.04

Fütterung

- Gruppe A: nur *Elodea nuttallii* als Nahrung
- Gruppe B: Nahrung aus *Elodea nuttallii*., Zooplankton und Trockenfutter
- Gruppe C: nur *Myriophyllum spicatum* als Nahrung

Hälterung

in Becken bei 19 °C bis 21 °C

Nahrungspräferenz

Um die Stabilität der Daten bezüglich des Fraßdruckes der Rotfedern auf *Elodea nuttallii* zu testen, wurde ein Versuch zur Nahrungspräferenz der Fische durchgeführt. Hierbei wurden an 10 Terminen den Fischen im Aquarium neben *Elodea nuttallii* gleichzeitig ein bis fünf andere Makrophytenarten in unterschiedlicher Zusammenstellung angeboten. Über einen Zeitraum von 10 Minuten wurde dann beobachtet, wie oft die verschiedenen Makrophyten angebissen wurden. Spuckten die Fische die Nahrung direkt wieder aus, zählte dieser Biss nicht.

Als mögliche Nahrung getestet wurden die folgenden Makrophytenarten bzw. makrophytische Algen, die aus den untersuchten Ruhrstauseen stammten:

- *Nitella mucronata* (Glanzleuchteralge)
- *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut)
- *Elodea nuttallii* (Nuttall's Wasserpest)
- *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt)
- *Potamogeton cf. berchtoldii* (Berchtolds Laichkraut)
- *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornkraut)
- Cladophorales non det. (fädige Grünalge)
- *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben)
- *Callitriche cf. obtusangula* (Nußfrüchtiger Wasserstern)
- *Nuphar lutea* (Unterwasserblätter der Teichrose)

Temperaturabhängige Nahrungsaufnahme und Korpulenzfaktor (Rotfedern)

Für den Hauptversuch wurden am 20.10.04 zehn Rotfedern in einem 200 l-Aquarium mit Pumpe, Filter und Kühlschlange (zur Temperaturregelung) gehalten. Das Aquarium enthielt keine Sedimente. Die mit Alcyanlösung individuell markierten Tiere waren zwischen 10,3 cm und 16,9 cm groß und wogen zwischen 14,9 g und 73,5 g. Für die Markierung wurde das aus der Humanmedizin stammende INJEX Gerät der Firma Rösch verwendet. Die Markierung erfolgt hierbei ohne Nadeln, in dem mittels Luftdruck jeweils 25 µl Farblösung unter die Haut gespritzt wird. *Elodea nuttallii* diente, fixiert am Aquarienboden als Nahrung. Die Pflanzenmasse wurde zweimal wöchentlich als „Abtropfgewicht“ (hier: Trockentupfen mit Laborpapier) bestimmt. Wöchentlich wurden die Tiere mit einer Laborwaage (Genauigkeit ± 0,1 g) gewogen und ihre Länge mit einer Genauigkeit ± 1 mm gemessen.

Die Menge der aufgenommenen Nahrung der Fische ist abhängig von der Wassertemperatur. Um die Fraßleistung bei unterschiedlichen Wassertemperaturen zu dokumentieren, wurden die Versuche jeweils einige Wochen bei 20°C, 15°C, 10°C und 7°C durchgeführt. Die Qualität des Aquarienwassers wurde einmal pro Versuchsansatz (in der Mitte der Versuchsdauer) auf die Parameter O₂, O₂-Sättigung, pH-Wert, LF, NH₄, Cl, GH, BSB₅ bestimmt.

Durch krankheitsbedingten Ausfall der Fische konnte der Versuch nicht zu Ende geführt werden. In der Zeit vom 10.06.06 bis 03.08.06 wurde darum ein neuer Versuch mit 22 individuell markierten Rotfedern gestartet. Die Tiere waren zwischen 8,8 cm und 13,6 cm lang und wogen zwischen 6,2 g und 25,9 g. Da auch dieser Versuch nicht befriedigend abgeschlossen werden konnte, wurde vom 30.08.05 bis 17.02.06 ein dritter Fütterungsversuch mit Rotfedern durchgeführt. Diese Tiere waren mit 10,4 cm bis 15,8 cm etwas größer und mit 10,3 g bis 39,8 g etwas schwerer.

Bestimmt wurde bei allen Versuchen die Länge und das Gewicht der einzelnen Tiere zu Beginn und zum Ende des Versuches. Aus diesen Daten wurde der Korpulenzfaktor (KF) der einzelnen Tiere gemäß der folgenden Formel berechnet.:

$$KF = \frac{100 \times \text{Gewicht [g]}}{\text{Länge [cm]}^3}$$

6.10.2 Versuch Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*)



Abb. 6.10-2: Graskarpfen der Versuche 2006

Im Jahr 2006 wurden die Versuche über das Verhalten von potentiellen Fraßfeinden von *Elodea nuttallii* mit Graskarpfen fortgeführt. Dieser nichtheimische Fisch aus China ernährt sich nur von Makrophyten und gilt daher als idealer Vernichter von Wasserpflanzen, die vor allem flache Seen und Teiche zuwuchern. Er darf jedoch nicht ohne Genehmigung in offene Gewässer ausgesetzt werden. Probleme kann es durch die völlige Vernichtung der aquatischen Makrophyten geben, da andere Fische, denen diese Bestände als Laichplätze dienen, sich dann möglicherweise nicht mehr vermehren können.

Graskarpfen haben einen gestreckten, maximal 120 cm langen Körper, dem Döbel ähnlich. Die stumpfe Schnauze ist zwischen den Nasenlöchern eingedellt, und dem unterständigen Maul fehlen die Bartfäden. Die Rückenflosse hat 10, die Afterflosse hat 11 Strahlen, wovon die ersten drei ungefedert sind. Entlang der Seitenlinie zählt man 42 – 45 große Schuppen, unterhalb der Seitenlinie liegen fünf Schuppenreihen; im Vergleich dazu hat der Döbel nur drei bis vier Reihen. Die Oberseite der Fische ist dunkelgrün bis grünschwarz, die Seiten sind heller und der Bauch hat eine weißliche Färbung. Als Habitat bevorzugt der Graskarpfen ruhige, tiefe, warme Flüsse. Die Eier werden im warmen, stark strömenden Wasser, d.h. bei Bedingungen wie im Jangtsekiang bei Sommerregen, über kiesigem Grund abgegeben. Daher vermehren sich die Graskarpfen bei den klimatischen Bedingungen in Deutschland nicht natürlich. Unter Freilandbedingungen schlüpfen die Jungfische, die sich zuerst von Kleintieren, später von Pflanzen ernähren, schon nach 40 Stunden (TERFORAL, 1984 IN WWW.MUNLV.NRW.DE).

Von März bis Oktober 2006 wurden 30 Graskarpfen ohne individuelle Markierung unter wechselnden Bedingungen gehältert und Untersuchungen zu Nahrungspräferenz, Bestimmung des Korpulenzfaktors und der Nahrungsaufnahme von *E. nuttallii* bei unterschiedlichen Wassertemperaturen durchgeführt. Krankheitsbedingte Verluste von 20 Tieren im Juli 2006 erforderten die vorherige Gefrierbehandlung der als Futter angebotenen Makrophyten, um Parasiten abzutöten.

Nahrungspräferenz

Im September 2006 wurde unter ähnlichen Testbedingungen wie bei den Rotfedern (Kap. 6.10.1) ein Nahrungspräferenzversuch durchgeführt. Es wurden den 10 Graskarpfen an 15 Terminen neben *Elodea nuttallii* jeweils vier bis sieben verschiedene Wasserpflanzen, die den untersuchten Stauseen entstammten, angeboten. Neben den im Vorjahr angebotenen Makrophyten wurde zudem *Sagittaria sagittifolia* (Gewöhnliches Pfeilkraut) als Nahrung angeboten.

Temperaturabhängige Nahrungsaufnahme und Korpulenzfaktor (Graskarpfen)

Um das Ausmaß des Fraßdrucks von Graskarpfen auf *Elodea* zu bestimmen, wurde den Fischen *Elodea nuttallii* im Übermaß angeboten. Die aufgenommene Nahrungsmenge wurde über Einwaage der angebotenen Pflanzen und Auswiegen der herausgenommenen Restpflanzen bestimmt. Durchgeführt wurde der Test jeweils einige Wochen bei Wassertemperaturen von 8°C, 12°C, 16°C, 20°C, 23°C und 26°C. Zum Anfang und Ende einer jeden Versuchsreihe wurden die Länge und das Gewicht der Fische bestimmt.

6.10.3 Makrozoobenthos

Vorversuche

Für die Auswahl geeigneter Arten, die als Fraßfeine von *Elodea nuttallii* einen erkennbaren Fraßdruck auf diese ausüben können, wurden Vorversuche durchgeführt. Hierzu wurden in den Ruhrstauseen bzw. in der Ruhr vorkommende Arten, von denen in der Literatur beschrieben ist, dass sie sich von Makrophyten ernähren (SCHMEDTJE et al. 1996), bei Raumtemperatur in getrennten Aquarien gehalten, die nur *Elodea nuttallii* als Nahrung

enthielten. Nach vier Tagen wurden die eingesetzten Pflanzen auf optisch erkennbare Fraßspuren

hin kontrolliert. Als Arten wurden eingesetzt: die Schnecken *Lymnaea peregra* ; *Gyraulus albus* und *Potamopyrgus antipodarum* sowie der Flohkrebs (Amphipoda) *Gammarus roeseli*.

Hauptversuche

Da die Vorversuche ergeben hatten, dass die vorkommenden Schneckenarten *Elodea nuttallii* als Nahrung nicht nutzen, wurden verschiedene Amphipoden, die im Ruhreinzugsgebiet vorkommen, für die quantitativen Fraßversuche eingesetzt. Hierzu wurden wiederum 5 bis 19 Individuen einer Art je Aquarium mit vorher gewogenen kleinen Bruchstücken

frischer *Elodea nuttallii* gefüttert. In regelmäßigen Abständen wurden die Bruchstücke gewogen und über die Differenz der einzelnen Wägungen die Fraßmenge pro Tag und Tier ermittelt. Als Arten wurden eingesetzt: *Gammarus roeseli*, *Echinogammarus berilloni*, *Dikerogammarus villosus*, *Gammarus tigrinus*

6.11 Experimente zur Erhöhung der Trübung

Anlässlich der Sitzung der das *Elodea*-Projekt begleitenden Arbeitsgruppe des Ruhrverbands vom 13.09.04 wurde beschlossen, zur Reduktion des Wasserpflanzenwachstums versuchsweise einen erhöhten Besatz mit Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio*) im Harkortsee durchzuführen.

Ziel dieser Besatzungsmaßnahme ist es, einen erhöhten Bestand großer gründelnder Fischarten im Harkortsee zu etablieren. Durch diesen Besatz soll vorrangig die Wassertrübung erhöht und somit ein Beitrag geleistet werden, das Pflanzenwachstum, vor allem von *Elodea nuttallii*, zu reduzieren. Weiterhin nutzen die Karpfen zum Teil auch pflanzliche Nahrung und beschädigen Pflanzen sowie deren Wurzeln bei der Nahrungssuche. Optimal ist es hierfür einen Bestand von ca. 50 – 80 adulten Karpfen pro ha Wasserfläche dauerhaft zu erzielen.

Biologie des Schuppenkarpfens (*Cyprinus carpio*)

Der Schuppenkarpfen besitzt zwei lange und zwei kürzere Bartfäden. Der Körper ist gestreckt und seitlich etwas abgeflacht. Die Seitenlinie ist aus 33 – 40 Schuppen aufgebaut. Die Schlundzähne sind dreireihig. Schuppenkarpfen werden durchschnittlich 30 – 40 cm lang und 0,5 – 1,0 kg schwer. Selten wird er über 100 cm lang bei einem Gewicht von 25 – 30 kg. Die Tiere können bis zu 40 Jahren alt werden.

Der Fisch bewohnt warme, stehende oder langsam fließende Gewässer mit Sand oder Schlammgrund und dichtem Pflanzenbewuchs. Dort hält er sich meist an tieferen, geschützten Stellen, unter überhängenden Uferböschungen und Wasserpflanzen auf. Der Schuppenkarpfen ist ein nachtaktiver Fisch, der sich tagsüber versteckt hält und in der Dämmerung auf Nahrungssuche geht. Dabei frisst er vor allem Kleintiere der Ufer- und Bodenregion wie Würmer, Kleinkrebse, Insektenlarven und Weichtiere. Auch Wasserpflanzen werden von dem Fisch verzehrt.

Bei der Nahrungsaufnahme durchwühlt der Karpfen den Gewässergrund mit seinem Saugmaul und entnimmt die Nahrungspartikel aus dem aufgewirbelten Sediment.

Die Fortpflanzungszeit fällt in die Monate Mai bis Juli. Die Männchen bilden dann auf dem Kopf sowie den Brustflossen einen schwachen Laichauschlag aus. Bei einer Wassertemperatur von 18 – 20°C erfolgt das Ablachen an ruhigen, seichten, dicht mit Makrophyten bewachsenen Uferpartien. Die pro kg Körpergewicht 200.000 – 300.000 Eier

werden portionsweise im Abstand von ca. einer Woche abgelegt. Dort haften sie an Pflanzen und benötigen 3 – 5 Tage zur Entwicklung. Dann schlüpfen die Larven, haften sich an Wasserpflanzen und durchlaufen eine ein- bis dreitägige Ruhezeit. Später schwimmen sie an die Wasseroberfläche und füllen ihre Schwimmblase mit Luft. Die Jungfische ernähren sich zunächst von Phyto- und Zooplankton, stellen ihre Nahrung aber rasch auf kleine Bodentierchen um. Im Winter halten die Fische an tiefen, geschützten Stellen Winterruhe. Die Fortpflanzungsfähigkeit erreichen die Männchen meist am Ende des 3., die Weibchen im 3. oder 4. Lebensjahr.

Eine Reproduktion ist in unseren Breiten nur gelegentlich bei entsprechend hohen Wassertemperaturen möglich.

Planung

Vor der Durchführung der Besatzmaßnahme wurde die Thematik mit der zuständigen Unteren Fischereibehörde, dem Kreisfischereiberater sowie den ansässigen Angelvereinen erörtert. Der Ruhrverband erhielt für die geplante Maßnahme die Zustimmung der Fischereibehörde. Die Angelvereine versicherten ihrerseits Fangbeschränkungen auf Karpfen, um das geplante Projekt nicht zu gefährden.

Der Fischbesatz erfolgte an zwei Terminen. Der erste Besatz fand im Herbst 2004 mit 4.000 kg Schuppenkarpfen statt. Dies entspricht ungefähr 4.000 Individuen. Der zweite Besatz erfolgte im Frühjahr 2005 mit 3.000 kg Fisch. Dies sind ca. 3.000 Karpfen.

Insgesamt wurden somit ca. 7.000 Karpfen in den Harkortsee eingesetzt.

Die ausgebrachten Karpfen, K3 (Alter: = 2,5 Jahre) wiesen eine durchschnittliche Länge von 37 cm sowie ein durchschnittliches Stückgewicht von 1,0 kg auf. Dies entspricht bei der 137 ha großen Wasserfläche des Harkortsees ca. 51 Schuppenkarpfen pro Hektar Wasserfläche.

Durchführung

Lieferung und Besatz der Fische erfolgte am 29.11.2004 und am 05.04.2005 durch die Westerwälder Fischzucht Stähler. Dabei wurden die Fische jeweils an zwei Stellen ausgesetzt: Die erste Hälfte der Fische wurde am Hafen Ruhrverband, die zweite Hälfte am Viadukt in das Harkortsee entlassen (Abb. 6.11-1 bis 6.11-6).



Abb. 6.11-1 bis 6.11-4: Besatz des Harkortsees mit Schuppenkarpfen



Abb. 6.11-5 und 6.11-6: Besatz des Harkortsees mit Schuppenkarpfen

6.12 Mahd der Ruhrstauseen und Mahd in Testfeldern

Allgemeines

Unter Mahd wird in diesem Zusammenhang das Abschneiden bzw. das Entfernen der Wasserpflanzen unterhalb der Wasseroberfläche verstanden.

6.12.1 Mahd

Methoden und Geräte (Mähmaschinen)

Die Mähmaschinen bzw. Mähgeräte sind auf selbstangetriebene Schwimmkörper montiert und bilden als Einheit, je nach Größe, ein Mähboot oder -schiff.

Hinsichtlich der Bekämpfung von massenhaften Wasserpflanzenvorkommen werden verschiedene Verfahren eingesetzt.

- Schneiden der Wasserpflanzen mit Mähbalken (klingenbesetzte, sich gegenläufig bewegende Messerrücken), Schnittbreite bis ca. 3 m.



Abb. 6.12-1: Mähbalken

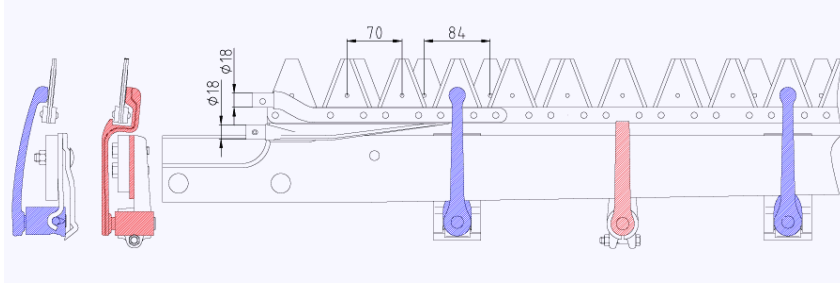


Abb. 6.12-2: schematische Darstellung eines Mähbalkens

- Schneiden bzw. Entfernen der Makrophyten mit Schleppsensen (ruckartig geführte und geschleppte V-förmige Messerklingen) mit einer Mähbreite bis ca. 3 m.



Abb. 6.12-3: Schleppsense aus Stahl

- Lösen der Wasserpflanzen mit Hochdruck-Wasserstrahl
Freispülen der Makrophyten im Untergrund bzw. Wurzelbereich (Hochdruckspülkopf)



Abb. 6.12-4: Boot mit Hochdruck-Spülkopf

- Sturmboot

Losreißen und Freispülen durch Erzeugung von Turbulenzen



Abb. 6.12-5: Sturm-Boot mit Turbulenzen erzeugenden Wellen am Heck

Beim Ruhrverband eingesetzte Geräte (Mähmaschinen) und deren Arbeitsweise

Je nach Gewässerbeschaffenheit wurden unterschiedliche Mähgeräte eingesetzt. In beengten Bereichen wie Steg- oder Hafenanlagen wurden kleine, gut manövrierfähige Mähboote eingesetzt. Große zusammenhängende Wasserflächen mit ausreichender Tiefe wurden mit großen Mäh sammelschiffen bearbeitet. Die optimale Mähgeschwindigkeit und Leistung hängt von folgenden Faktoren ab:

- Wasserpflanzenart
- Wasserpflanzen-Dichte
- Wassertiefe
- Mähtiefe
- Strömung
- Wind

Mäh- und Sammelschiff

Nachdem in den ersten Jahren nach Auftreten des massenhaften Wasserpflanzenwachstums erste Mähversuche mit kleinen, geliehenen Mähbooten unternommen wurden, entschloss sich der Ruhrverband im Jahr 2002 ein eigenes Mäh- und Sammelschiff anzuschaffen.

Vorausgegangen waren intensive Recherchen und Besichtigungen verschiedener Bootstypen, u.a. in England und am Bodensee.

Am besten geeignet für die durchströmten Ruhrstauseen erschienen sogenannte Mäh-, Sammelschiffe, welche die Pflanzen in einem Arbeitsgang abschneiden und gleichzeitig aufnehmen (Abb. 6.12-6). So wird verhindert, dass abgemähte Pflanzen über die Strömung verdriftet werden und ggf. Kraftwerksrechen verstopfen oder andere Gewässerabschnitte animpfen.

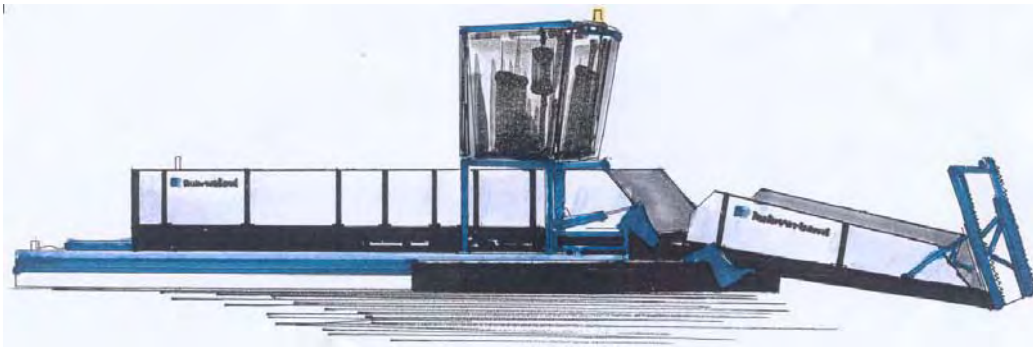


Abb. 6.12-6: Mäh- und Sammelschiff „Manati“

Tab. 6.12-1: Technische Daten des Mäh- und Sammelschiff „Manati“

Technische Daten des Mäh- und Sammelschiffs „Manati“	
Schiff	Hersteller, Fa. Conver NL
Abmessungen (Kasko)	
Länge	10 m (14,4 m einschließlich Mähwerk)
Breite	2,9 m (4,54 m mit seitlichen Pontons)
Höhe	0,8 m (3,2 m bei aufgerichteter Kabine)
Tiefgang leer/voll	0,32 m / 0,64 m
Material (Kasko)	rostfreier Stahl
Motor	
Hersteller	Caterpillar
Leistung	80 PS
Antrieb	
Art	vollhydraulisch
Anzahl der Schrauben	2
Max. Fahrgeschwindigkeit	12 km/h
Arbeitsgeschwindigkeit	Stufenlos, Variabel bis 4 km/h
Hydraulisches System	
Art	Proportionale Ventilsteuerung
Öltank-Inhalt	300 l Bio-Öl

Technische Daten des Mäh- und Sammelschiffs „Manati“	
Schneidewerk	
Eff. Schnittbreite	3,00 m
Max. Schnitttiefe	2,00 m
Container (Ladebunker)	
Volumen	20 m ³

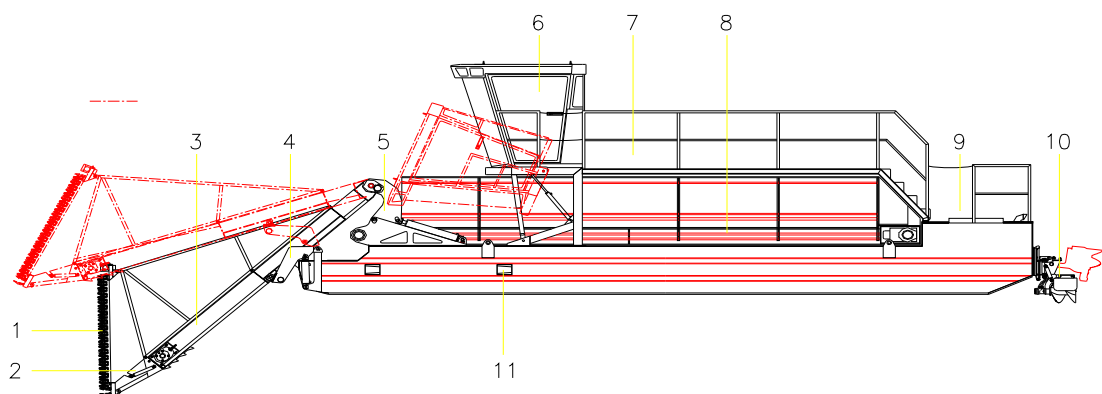


Abb. 6.12-7: Schematische Darstellung des Mäh- und Sammelschiff „Manati“., die roten Linien stellen die Transportstellung dar

Legende zu Abb.6.12-7:

- | | |
|-----------------------|--|
| 1 Schneidewerk | 7 Bedienungsgang |
| 2 Entladevorrichtung | 8 Deckförderband |
| 3 Vorförderband | 9 Motorraum |
| 4 Hubvorrichtung | 10 Anti-Wickel-Schraube |
| 5 Wechsellvorrichtung | 11 Schwalbenschwanzkupplung f.d. Pontons |
| 6 Kabine | |

Am Bug des Schiffes ist ein Mähwerk angeordnet. Dieses Mähwerk oder auch „Schneidmaul“ genannt, wird durch einen waagrecht und zwei dazu senkrecht angeordnete Mähbalken gebildet (U-Form). Dazwischen verläuft ein Lade- oder Vorförderband, das das Mähgut zum Ladebunker auf das Deckförderband transportiert. Das am Boden des Ladebunkers rotierende Deckförderband schichtet bzw. stapelt die abgeschnittenen Wasserpflanzen bis das Ladevolumen erschöpft ist.

Wird das Vorförderband in Entladestellung gebracht und die Drehrichtung der Förderbänder umgekehrt, ist das Löschen der Ladung möglich. Jedoch nur dann, wenn das Vorförderband in einem flachen Winkel zum Ufer angestellt werden kann.

Für den Antrieb der Aggregate des Mähschiffes sorgt ein leistungsstarker, mit Biodiesel betriebener Motor. Die hydraulisch angetriebenen, verstellbaren Doppelschrauben sind so konstruiert, dass sich das Kraut nicht in ihnen verwickelt, sondern geschnitten wird.

Zur Bedienung bzw. zum Betrieb des Schiffes sind 2 Personen erforderlich. Während der Schiffsführer das Boot lenkt und die Bedienung des Mähwerks vornimmt, kontrolliert das andere Besatzungsmitglied das Mähwerk und das Förderband auf Verlegungen von Treibgut und entfernt ggf. Fische und Kleintiere vom Band.

Mähboot

Üblicherweise sind diese kleinen, wendigen Mähboote mit einem sog. T-Mähwerk (Abb. 6.12-8, links), das vor Kopfangeordnet ist, ausgerüstet. Dabei ist auf einen waagrecht angeordneten Mähbalken, mittig ein senkrechter aufgesetzt. Der waagerechte Balken schneidet die Pflanzen in einer Tiefe bis zu 1,5 m, während das senkrecht schneidende Messer die Anhäufung größerer Pflanzenknäuel am Bug des Bootes verhindert. Die optimale Mähgeschwindigkeit ist auf die bereits genannten Faktoren abzustimmen. Mähboote werden oftmals als kombinierte Einheiten, auch mit einer Schleppsense oder anderen Anbauteilen ausgerüstet (Abb. 6.12-8, rechts)



Abb. 6.12-8: links: Mähboot mit T-Mähwerk, rechts: Mähboot mit Schubrahmen zur Aufnahme von Wasserpflanzen

Schleppsensenboot

Am Heck des Bootes befindet sich eine hydraulische Vorrichtung für den Antrieb eines nachgeschleppten Sensenmessers. Das V-förmige Messer wird an einer Kette ruckartig über die Gewässersohle gezogen. Dabei werden die Pflanzen abgeschnitten oder teilweise entwurzelt. Die Arbeitsbreite ist durch das im Winkel verstellbaren V-Messer einstellbar auf 1,0 m bis max. 3,0 m.

Das Boot ist ebenfalls hydraulisch angetrieben, die Geschwindigkeit ist stufenlos regelbar. Eine optimale Mähgeschwindigkeit ist abhängig von Wasserpflanzenmenge, Strömung und

Arbeitstiefe. Bei zu hoher Geschwindigkeit beginnt das Messer zu schweben, gleitet über die Pflanzen hinweg und wird somit unwirksam.

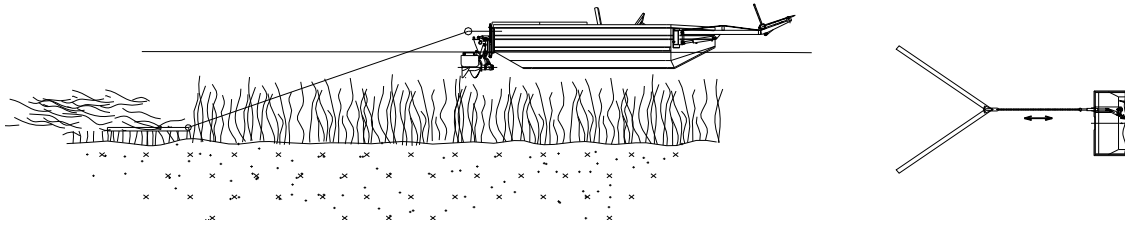


Abb. 6.12-9: Schemadarstellung der Arbeitsweise eines Schleppsensenbootes, rechts: Aufsicht



Abb. 6.12-10: links hydraulischer Antrieb der Sense, rechts Schleppsensenstößel mit Kette

Im Jahr 2007 kam bei den Untersuchungen in den Testfeldern eine selbstgebaute Schleppsense zum Einsatz. Dieses Gerät ist baugleich mit dem des Schleppsensenbootes, besitzt aber keinen hydraulischen Antrieb. Vorteil ist, dass es einfach an jedes Boot angehängt werden kann.

Sturmboot



Das sog. Sturmboot (Abb. 6.12-11) ist eine Eigenkonstruktion eines Unternehmens - der Fa. Den Dekker aus den Niederlanden. Es handelt sich um ein Amphibienfahrzeug, bei dem die Antriebswelle als turbulenz erzeugende Welle fungiert. Dieser höhenverstellbare Antrieb wühlt in flachen Gewässern den Untergrund auf, so dass darin wachsende Makrophyten abgerissen bzw. ausgespült werden. Eine Fangvorrichtung für die aufschwimmenden Makrophyten muss

extra eingesetzt werden. Dieses Fahrzeug wurde im Mai 2007 in den Testfeldern (siehe Kap. 7.12.2) auf dem Kemnader See eingesetzt. Da die Antriebswelle jedoch zu hoch über dem Gewässergrund lag, reichte die erzeugte Turbulenz nicht aus. Der Versuch wurde nicht wiederholt, da umfangreiche Umbaumaßnahmen an dem Gerät notwendig gewesen wären.

Navigation

Für den Bediener des Mähschiffes oder -bootes stellt das Mähen von Wasserpflanzen die sich noch deutlich unterhalb der Wasseroberfläche befinden und vom Bedienstand nicht sichtbar sind, eine besondere Herausforderung bzw. Schwierigkeit dar. Insbesondere effizientes, d.h. systematisches Mähen ist ohne Hilfestellung eines Navigationssystems kaum möglich. Daher wurde eigens ein sog. „Mähflächenkennzeichnungs-Programm“ entwickelt und angeschafft.

Das Navigationssystem „ManateeRoute“ beinhaltet folgende Funktionen:

- Navigation auf dem See
- Kennzeichnung der gemähten Fläche (Abb. 6.12-12)
- Dokumentation der gemähten Fläche
- Farbliche Darstellung, wie häufig eine gemähte Fläche bearbeitet wurde
- Archivierung

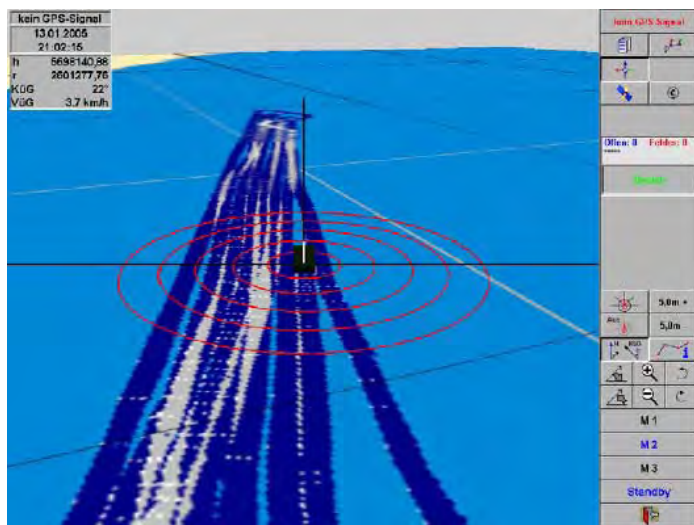


Abb. 6.12-12: Screenshot des Navigationssystems „ManateeRoute“, die dunkelblauen Streifen stellen die bereits gefahrene Mähtracs (Mähspuren) dar

Mahd auf den Stauseen im Berichtszeitraum von 2004 bis 2007

Aufgrund unterschiedlicher örtlicher Gegebenheiten und der abweichenden Ausstattung mit Arbeitsgeräten wurden die Mäharbeiten, wie nachfolgend beschrieben, organisiert und durchgeführt.

Hengstey- und Harkortsee

Die oberen Ruhrstauseen sind charakterisiert durch ihre schmale langgestreckte Form (Länge bis ca. 4000 m bei einer mittlere Breite von ca. 300 m). Da mit den einzelnen Betriebsanlegern jeweils nur eine Entladestelle zur Verfügung steht, wurden die Mähbereiche in zwei Zonen unterteilt. Zone I, bis ca. 700 m vom Anleger entfernt und Zone

II, darüber hinaus. Diese Zonierung wurde vor dem Hintergrund vorgenommen, dass Transportfahrten zum Löschen des Mähgutes bei Entfernungen größer 700 m soviel Zeit in Anspruch nehmen, dass das Mähboot überwiegend zu Transportzwecken und nicht zum Mähen eingesetzt ist.

Bei Arbeiten in Zone II wurde daher zusätzlich eine Schuteneinheit, bestehend aus Schleppboot und offener Kastenschute eingesetzt. Damit wurde ermöglicht, das Mähgut in unmittelbarer Nähe des Einsatzortes, auf dem Wasser in die Transporteinheit zu entladen und unverzüglich die Mäharbeiten wieder aufzunehmen. Jedoch bedeutete diese Vorgehensweise auch eine Verdopplung des Personaleinsatzes, d.h. 2 Mitarbeiter auf dem Mähschiff und zwei Weitere auf der Schuteneinheit.

Die Mähfahrten wurden unter Zuhilfenahme des Navigationssystems in langen geraden Bahnen durchgeführt. An den jeweiligen Wendepunkten schwenkte der Schiffsführer auf einen Kurs parallel zur vorherigen Fahrt, um so Schnitt an Schnitt zu legen. Aufgrund von Strömungs- und Windeinflüssen auf das hoch aufgebaute Mähboot, lässt sich das Schiff jedoch nicht so exakt manövrieren, dass man der idealisierten Vorstellung eines lückenlosen Mähens nahe kommt.

Das Entladen des Mähschiffes am Betriebsanleger bei Arbeiten in Zone I musste mit einem Mobilbagger in bereitgestellte Container vorgenommen werden. Aufgrund der täglichen Wasserspiegelschwankungen in den Seen (Hengsteysee bis 70 cm und Harkortsee bis 50 cm) und der hohen Uferspundwand war ein selbsttätiges Entleeren des Mähschiffes nicht möglich. Mähgut, das aus Zone II mit der Schuteneinheit angeliefert wurde, musste ebenfalls aus dem Laderaum der Schute in Container gebaggert werden. Dieses Umladen bewirkt eine Verdichtung des Materials. Das Gewicht / Volumen-Verhältnis beträgt damit im Hengstey- und Harkortsee 250 kg/m³.

Die weitere Entsorgung erfolgte zur Treibzeugkompostieranlage des Ruhrverbands.

Kemnader See, Baldeneysee und Kettwiger See

Von den unteren Ruhrstauseen, Kemnader See, Baldeneysee und Kettwiger See, kam es im angesprochenen Zeitraum nur im Kemnader See zu einer Massenentwicklung von *Elodea*. Der Kemnader See ist rund 3 km lang bei einer mittleren Breite von 420 m und einer mittleren Tiefe von 2,00 m. Auch hier stand nur der Betriebsanleger am Wehr als Entladestelle zur Verfügung. Auf eine Unterteilung in Zonen, wie an den oberen Ruhrstauseen, konnte verzichtet werden, da das Mähboot am Anleger direkt in einen Container entladen konnte. Die maximalen Wasserspiegelschwankungen des Sees bis 20 cm wirkten sich nicht störend aus. Bei dieser direkten Entladung des Mähmaterials ergibt sich ein Verhältnis von Gewicht zu Volumen von ca. 180 kg/ m³ Mähgut.

Auch für die Mäharbeiten auf dem Kemnader See sollten die Fahrten mit Hilfe eines Navigationssystems durchgeführt werden. Da jedoch das technisch komplexe Mäh- und Sammelboot MANATI nur von einem Schiffsführer gesteuert wird, war es aus sicherheitstechnischen Gründen in dem z.T. stark befahrenen Kemnader See nicht möglich, die Aufzeichnung und Kontrolle des Fahrweges mittels GPS durchzuführen. Letztendlich lag es in der Beobachtungsgabe und Geschicklichkeit des Schiffsführers, effektiv und möglichst flächendeckend zu mähen.

Die Entsorgung des Mähgutes erfolgte auf die Treibzeugkompostierungsanlage des Ruhrverbandes.

6.12.2 Mahd in Testfeldern

2006 und 2007 wurden auf dem Kemnader See fünf Testfelder von 25 x 50 m mit Bojen markiert. Im Jahr 2006 konnten jedoch die Untersuchungen nicht durchgeführt werden, da die Makrophyten-Massenbestände ausgeblieben waren. Ziel der Mahd-Versuche in abgesteckten Testfeldern war u.a. die genauere Untersuchung der Effektivität von Mahd im Verhältnis zu Bearbeitung mit Schleppsensen. Um die Wirksamkeit unterschiedlicher Mahdregime im Verhältnis zu einem Referenzfeld zu dokumentieren, wurden die Felder unterschiedlich bearbeitet. Die Arbeitsweise der genutzten Geräte können dem vorherigen Kapitel 6.12-1 entnommen werden. Um die Wirkungsweise zu dokumentieren und den Erfolg der Maßnahmen über einen längeren Zeitraum hin zu kontrollieren, wurden die Felder vor und nach der Maßnahme mittels Tauchuntersuchung auf Bestandsform und erkennbare Schäden an den Pflanzen kontrolliert. Hierbei wurden immer die Wuchshöhe, die Wuchsform und die Häufigkeitsklasse (nach KOHLER, 1978) von *Elodea nuttallii* und der anderen Makrophyten bestimmt. Des Weiteren wurden jeweils nach dem 1. Tauchgang - aber vor der Maßnahme nach der Methode der Vorort-Kartierung (siehe Kap. 6.4.4) die Häufigkeitsklasse der Pflanzen ermittelt. Zudem wurden die Längen und Verzweigungen von jeweils 12 Pflanzen/Feld gemessen. Insgesamt wurden die Felder maximal dreimal mit dem Mäh- und Sammelschiff gemäht bzw. mit der Schleppsense bearbeitet. Die Abb. 6.12-13 zeigt die Lage der Testfelder 2007 im Kemnader See.

In einem Feld 6, das in Strömungsrichtung unterhalb der anderen Felder markiert lag, wurde als alternative Methode der Makrophytenbekämpfung ein so genanntes Sturmboot erprobt. Eine genauere Beschreibung dieses Gerätes findet sich im Kap. 6.12.1.

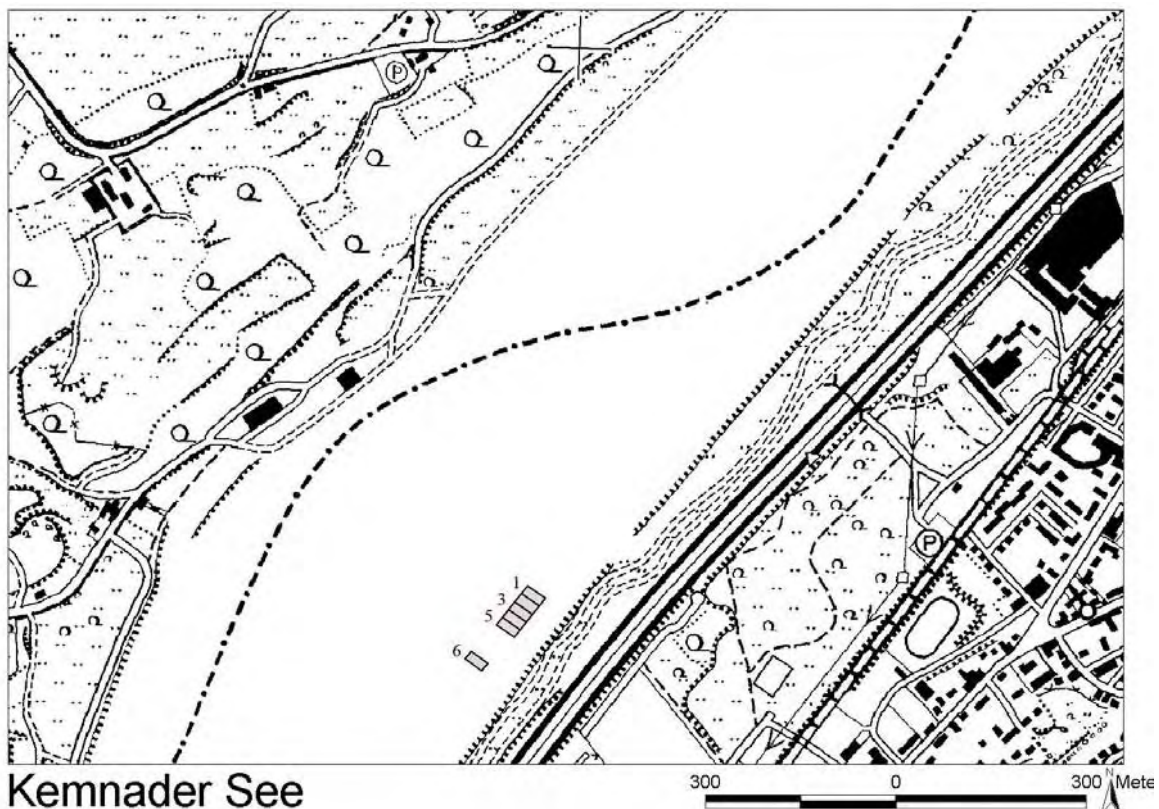


Abb. 6.12-13: Lage der Testfelder zur Untersuchung unterschiedlicher Mahdregime im Jahr 2007 im Kemnader See

6.13 Kompostierung

Abtreibende oder durch Mahd entnommene Wasserpflanzen müssen den Gewässern entnommen werden, um o.g. Nutzungsbeeinträchtigungen zu verhindern. Die entnommenen Wasserpflanzen müssen einer rechtlich konformen sowie ökonomisch und ökologisch vertretbaren Entsorgung zugeführt werden.

Im Jahr 2005 fielen an Kemnader See, Hengstey- und Harkortsee insgesamt 16.948 m³ Pflanzenmaterial an. Davon wurden 10.360 m³ als Treibgut an den Stauwehren entnommen, 6.580 m³ waren reines Mähgut (vgl. Kap. 6.12). Im Jahre 2006 blieb eine Massenentwicklung aus, im Jahr 2007 war wiederum Massenwachstum festzustellen.

Elodea-Mähgut ist ein biologisch abbaubares Material mit hohem Wassergehalt sowie hohem organischen Anteil in der Trockenmasse, geringer Schüttdichte und Strukturbeständigkeit. Es weist eine grundsätzliche Eignung für die biologische Abfallbehandlung, aerob in Kompostierungsprozessen oder anaerob bei der Vergärung, auf. Die Kompostierung dient der aeroben biologischen Stabilisierung des anfallenden organischen Materials und somit der:

- Massen- und Volumenreduktion,
- Hygienisierung des Abfalls sowie
- Reduktion von Gerüchen,
- Erhöhung der Lagerfähigkeit.

Aufgrund der Verringerung von Abfallmasse und -volumen durch den Wasseraustrag sowie den biologischen Abbau können gleichzeitig Folgekosten (Transport, Verwertung) minimiert werden.

Zum technisch ökonomischen Nachweis der Kompostierbarkeit wurden halbtechnische Versuche mittels eines einfachen Kompostierungsverfahrens in Form von passiv belüfteten Dreiecksmieten durchgeführt. Dieses Verfahren ist grundsätzlich kostengünstig, gut durchführbar und soll somit einen Praxisbezug zu einer zukünftigen großtechnischen Kompostierung herstellen.

Vorbemerkung

Aufgrund des hohen Wassergehaltes und der großen Fäulnisneigung von *Elodea nuttallii* soll durch die Mischung mit geeignetem, biologisch möglichst inaktivem Strukturmaterial (geschreddertes, grobstückiges Altholz) der 6-wöchige Rotteprozess durch verbesserte Belüftbarkeit des Mähgutes in der passiv belüfteten Dreiecksmiete positiv beeinflusst werden. Somit soll die Ausbildung anaerober Bereiche vermieden und eine Geruchsbelästigung verhindert werden.

Mittels einer Nachabsiebung soll das Strukturmaterial rückgewonnen und für weitere Rottedurchgänge genutzt werden können. Dadurch wird die zu entsorgende Menge im Sinne einer Kostenoptimierung möglichst gering gehalten.

6 - Methodik

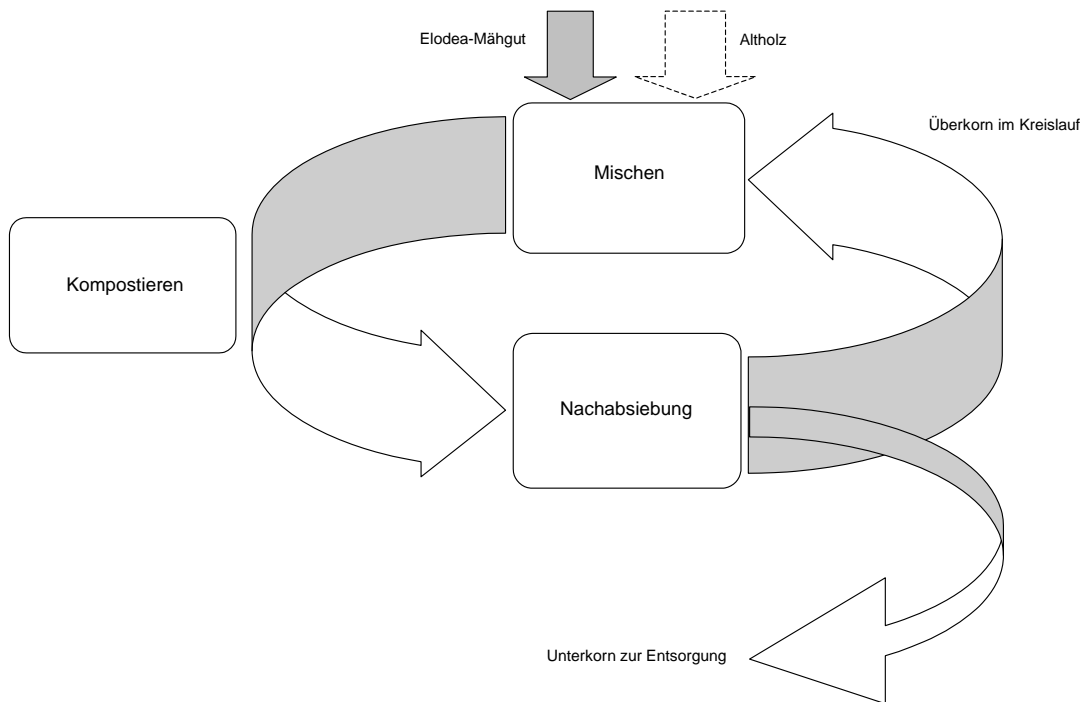


Abb. 6.13-1: Schematischer Ablauf des Kompostierungsversuches

Der Untersuchungsumfang und –ziele der Versuche bestehen in:

- Ermittlung von Massen- und Volumenverlust
- Schadstoffanalysen zur Bewertung der Zulässigkeit von Entsorgungswegen
- Temperaturmessungen als Maß für biologische Aktivität sowie Grundlage für hygienische Bewertung
- Biologische Parameter zur Bewertung der biologischen Stabilisierung
- Schüttdichtermittlung für betriebliche und logistische Bewertung
- Kostenanalyse als Grundlage zukünftiger großtechnischer Projektierung

Abfallrechtlicher Hintergrund

Mähgut aus der Gewässerunterhaltung ist entsprechend der Bioabfallverordnung (BioAbfV, ANHANG 1, 1998) dem Abfallschlüssel 19 09 01 'feste Abfälle aus der Erstfiltration und Siebrückstände' mit Herkunftsbereich 'Abfälle aus der Zubereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch oder industriellem Brauchwasser' gemäß Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV, 2001) zuzuordnen. Als Entsorgungswege bieten sich grundsätzlich folgende Optionen an:

Verwertung

- a) als Futtermittel
- b) in Kompostierungsverfahren (aerob)
- c) in Vergärungsanlagen (anaerob)
- d) in Faulbehältern kommunaler KA → Co-Vergärung (anaerob)

Beseitigung

- a) in Verbrennungsanlagen → MVA
- b) in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen → MBA
- c) durch Ablagerung auf Deponien

Die für die möglichen Entsorgungswege maßgebenden charakteristischen Stoffeigenschaften und dafür jeweils nachzuweisende Analyseparameter sowie relevante Gesetzesnormen werden in Tab. 6.13-1 tabellarisch aufgezeigt und bewertet:

Tab. 6.13-1: Abfallrechtliche Bewertung möglicher Entsorgungswege von *Elodea*-Mähgut

Entsorgungsweg	Stoffeigenschaften		Gesetzesnorm	Analyseparameter	Bewertung
	maßgebend	einschränkend	relevant	maßgebend	
Verw. als Futtermittel	Nährwert	Hygiene, Geruch, Lagerfähigkeit, Verfügbarkeit	FuttMG	wegen Nichteignung nicht ermittelt	Wegen saisonaler Verfügbarkeit und Hygieneanforderungen ungeeignet
Kompostierung	Wassergehalt, Abbaubarkeit, aerob	Schadstoffe, tierische Bestandteile	BioAbfV, EU-HygieneV	GV, TR, C/N-Verhältnis, Schwermetallgehalte	Grundsätzliche Eignung vorhanden
Bioabfall-Vergärung	Abbaubarkeit, insb. Gasertrag	tierische Bestandteile, Pumpfähigkeit, Schadstoffe	BioAbfV, EU-HygieneV	Gasertrag, GV, TR, Schwermetallgehalte	Grundsätzliche Eignung vorhanden
Co-Vergärung in komm. KA und nachfolgende Verbrennung	Abbaubarkeit, insb. Gasertrag	Pumpfähigkeit	Wasserrecht 17. BImSchV	Gasertrag, GV, TR, Schwermetallgehalte, AOX (EOX)	Grundsätzliche Eignung vorhanden
Müllverbrennungsanlage (MVA)	Heizwert	Wassergehalt	17. BImSchV	Heizwert, Schwermetallgehalte, F, Cl, S	Ggf. nach Entwässerung verbrennungstauglich
Mechanisch-biologische Behandlungsanlage (MBA9)	Abbaubarkeit, aerob, anaerob		AbfAbfV	AT4, GB21, Schadstoffe im Eluat	Grundsätzliche Eignung vorhanden
Deponierung	Org. Anteil, Elutionsverhalten	Glühverlust, Festigkeit	TASi, AbfAbfV, DepV	GV	Ab 1.6.2005 ist Ablagerung von Stoffen mit GV > 5% nicht mehr zulässig

Es wird deutlich, dass *Elodea*-Mähgut eine Eignung für biologische Entsorgungswege aufweist. Die Beseitigung durch Verbrennung wird durch den hohen Wassergehalt stark beeinträchtigt. Verwertung als Futtermittel sowie Beseitigung durch Deponierung scheiden hingegen aus.

Die hier maßgebliche Kompostierung zielt auf eine biologische Stabilisierung des *Elodea*-Mähgutes. Der Grad der Stabilisierung ist im Merkblatt 10 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA M 10) klassifiziert (Tab. 6.13-2).

Tab. 6.13-2: Zusammenhang von Atmungsaktivität (AT₄) und Rottegrad (LAGA M 10)

Rottegrad	Atmungsaktivität AT ₄ [mgO ₂ /g _{oTR}]
I (Kompostrohstoff)	> 41
II (Frischkompost)	27 – 41
III (Frischkompost)	16 – 27
IV (Fertigkompost)	6 – 16
V (Fertigkompost)	<6

Die nach Bioabfall-Verordnung für die Kompostverwertung maßgeblichen Anforderungen an die Schwermetallgehalte des erzeugten Kompostes werden nachfolgend (Tab.6.13-3) aufgezeigt. Hierbei ist zu beachten, dass sich infolge des Massenabbaus bei der Kompostierung die Schwermetallgehalte verändern. Bei nicht flüchtigen Schwermetallen ist i.d.R. eine Anreicherung zu erwarten.

Tab. 6.13-3: Maximale Schwermetallgehalte [mg/kg] bei Ausbringung (BioAbfV, 1998)

Schwermetall	Konzentration [mg/kg]
Blei	150
Cadmium	1,5
Chrom	100
Kupfer	100
Nickel	50
Quecksilber	1
Zink	400

Des weiteren sind auch die Hygienevorgaben der BioAbfV (1998) relevant. Dabei muss [„...im Verlauf der Kompostierung eine Temperatur von mind. 55 °C über einen möglichst zusammenhängenden Zeitraum von 2 Wochen oder von 65 °C über eine Woche im gesamten Mischgut einwirken.“], um eine seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit zu gewährleisten.

Verfahrenstechnisch der Kompostierung ähnlich, aber abfallrechtlich unterschiedlich eingeordnet, ist die Behandlung (Beseitigung) in MBA. Ziel dieser Behandlung ist die Ablagerung von stabilisiertem Material auf geordneten Deponien. Es gelten u. a. folgende biologische Zuordnungskriterien (Tab. 6.13-4):

Tab. 6.13-4: Biologische Stabilisierungsanforderungen nach [AbfAbIV]

Parameter	Dimension	Wert
AT ₄	mgO ₂ /g _{TR}	<= 5
GB ₂₁	L/kg _{TR}	<= 20

Versuchsablauf

Der für die Versuche 1 und 2 vorgesehene Ablauf stellt sich wie folgt dar (Abb. 6.13-2 bis 6.13-9):

- Antransport von geeignetem Strukturmaterial sowie *Elodea*-Mähgut inkl. Wiegung
- Vermischung der Materialien mittels Klärschlammstreuer
- anschließendes Aufsetzen zu Dreiecksmieten mittels Ladefahrzeug
- 6-wöchige Kompostierung in offener, passiv belüfteter Dreiecksmiete mit wöchentlichem Umsetzen
- Nachabsiebung zur Rückgewinnung von Strukturmaterial nach ca. 6-wöchiger Kompostierungsdauer inkl. Verwiegung von Unter- und Überkorn
- Zweiter Versuchsansatz mit neuem *Elodea*-Mähgut und Überkorn aus 1. Versuch
- abschließende Nachabsiebung inkl. Verwiegung von Unter- und Überkorn
- Zweiter Versuchsansatz mit neuem *Elodea*-Mähgut und Überkorn aus 1. Versuch
- abschließende Nachabsiebung inkl. Verwiegung von Unter- und Überkorn

Der Ablauf von Versuch 3 entspricht im Wesentlichen dem der Versuche 1 und 2:

- Antransport und Volumenermittlung von *Elodea*-Mähgut und Altholz
- Vermischung der Materialien mittels Radlader und anschließendes Aufsetzen zu Dreiecksmieten
- Kompostierung in offener, passiv belüfteter Dreiecksmiete mit Umsetzen
- Nachabsiebung inkl. Verwiegung von Unter- und Überkorn (erst in 2008)



Abb. 6.13-2: Eingesetzte Materialien; Im Vordergrund *Elodea*-Mähgut, im Hintergrund Altholz



Abb. 6.13-3: Eingesetzte Materialien; geschreddertes Altholz



Abb. 6.13-4: Eingesetzte Mischtechnik, modifizierter mobiler Klärschlammstreuer Fabr. TEBBE



Abb. 6.13-5: Fertig aufgesetzte und nachbewässerte Kompostmiete (Versuch 1)



Abb. 6.13-6: Umsetzen der Kompostmiete nach 7 Tagen (Versuch 1)



Abb. 6.13-7: Absiebung der Kompostmiete (Versuch 1) mittels Trommelsieb (Lochdurchmesser 8mm) nach 43 Tagen



Abb. 6.13-8: Absiebung der Kompostmiete (Versuch 1) nach 43 Tagen - Überkorn > 8mm (Detailaufnahme)



Abb. 6.13-9: Absiebung der Kompostmiete (Versuch 1) nach 43 Tagen - Unterkorn < 8mm

Eingangsmaterialien

Die Versuchsdurchführung erfolgte in zwei aufeinander folgenden Versuchsansätzen über insgesamt 12 Wochen am Standort der KA Witten-Herbede. Elodea-Mähgut wurde jeweils direkt nach der Mahd auf dem Kemnader See angeliefert. Der Versuch 3 wurde am Standort der Kompostierungsanlage Hagen ebenfalls mit frischem *Elodea*-Mähgut aus dem Kemnader See durchgeführt.

Tab. 6.13-5: Eingesetzte Mengen für die Kompostierungsversuche 1, 2 und 3

	Versuch 1 vom 30.8.05 bis 12.10.05	Versuch 2 vom 12.10.05 bis 22.11.05	Versuch 3 vom 09.10.2007 bis 06.11.2007
<i>Elodea</i>	6,42 t	6,22 t	24,64 t
Strukturmaterial	12,56 t	11,58 t (aus Versuch 1) plus 2,50 t (neu)	100,98 t
Anfangswasserzugabe	2,80 t	1,1 t	-
Ausgangsmasse	21,78 t	21,4 t	125,62 t
Wasserzugabe über Rottezeit	6,73 t	1,1 t	-
Massenverhältnis <i>Elodea</i> :Altholz	1:1,97	1:2,04	1:4,098
Miete: L x B x H	13 m x 4,3 m x 2 m	10 m x 4,5 m x 2,1 m	Miete 1: 7 m x 15 m x 3 m Miete 2: 7 m x 15 m x 2 m
Anfangsvolumen	55,9 m ³	47,00 m ³	263 m ³

Technische Ausstattung

Versuche 1 und 2

- TEBBE Klärschlammstreuer, modifiziert für die Erstellung eines homogenen *Elodea*-Altholz-Gemisches
- Frontlader Ackerschlepper: Befüllen des Streuers, Auf- und Umsetzen der Miete
- Containerfahrzeug/Sattelzug: An- und Abtransport der Materialien
- Betriebswasser zur Befeuchtung
- Trommelsieb (Lochdurchmesser 8 mm), Fa. Doppstadt: Nachabsiebung der nach 6 Wochen fertig gerotteten Miete
- 2 Temperaturmesssonden mit Einstichthermometer PT 100 für regelmäßige Temperaturmessungen in 0,5 und 1,5 m Tiefe (Abb. 6.13-10)

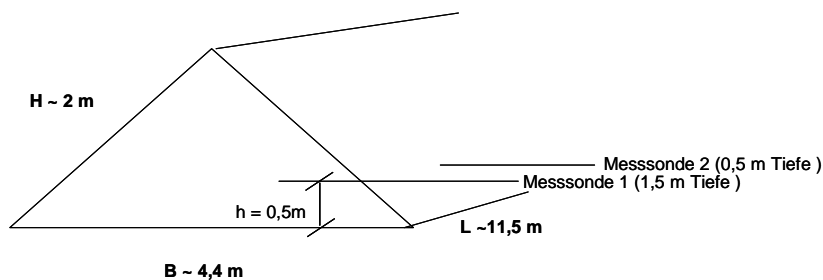


Abb. 6.13-10: Platzierung der Temperaturmesssonden in 0,5 m Höhe der Miete (Versuch 1 und 2)

Versuch 3

- Containerfahrzeug mit 20 m^3 Container für An- und Abtransport der Materialien
- Radlader mit 2 m^3 Schaufel für Mischung der Materialien, Auf- und Umsetzen der Miete sowie das Öffnen der Miete für Temperaturmessungen
- digitales Kompostthermometer DTMlight mit zugehörigem Temperaturfühler (1,0 m)

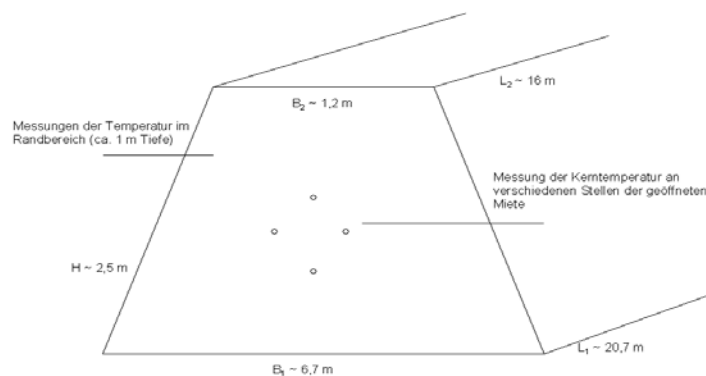


Abb. 6.13-11: Temperaturmessung in der Miete bei Versuch 3

Versuchsbetreuung und Analysenprogramm

Die Versuchsbetreuung erfolgte sowohl direkt vor Ort als auch durch begleitende Laboranalytik.

Versuchsbetreuung durch Ruhrverband, Abt. TEA/Abfallwirtschaft

- Versuchskoordination, -begleitung, -auswertung
- Temperaturmessungen
- Massenermittlung
- Sieblinienbestimmung
- Probenahme / -transport

Versuchsbetreuung durch Ruhrverband, Abt. L

- Bestimmung aller nachgenannten Analyseparameter (Tab. 6.13-6)
 - Elodea-Mähgut (Input)
 - Strukturmaterial (Input)
 - Rotte (Unterkorn, Versuch I und II)
 - Rotte (Überkorn Versuch I und II)
 -

Tab. 6.13-6: Durchgeführte Analysen durch Ruhrverband, Abt. Laboratorium und GewässerbeschaffenheitL

Parameter / Dimension	Methode	Proben
TR [Masse-%]	DIN 38414 S 2.1	Alle Ein- und Ausgangsmaterialien sowie beim Umsetzen
GV [Masse-%]	DIN 38414 S 3	
C [Masse-%]	DIN EN 13137	Alle Ein- und Ausgangsmaterialien
N [Masse-%]	DIN 19684 T4	
P [Masse-%]	EN ISO 11885 E22	
K [Masse-%]	EN ISO 11885 E22	
Pb [mg/kgTR]	EN ISO 11885 E22	
Cd [mg/kgTR]	EN ISO 11885 E22	
Cr [mg/kgTR]	EN ISO 11885 E22	
Cu [mg/kgTR]	EN ISO 11885 E22	
Ni [mg/kgTR]	EN ISO 11885 E22	
Hg [mg/kgTR]	DIN EN 1483.5	
Zn [mg/kgTR]	EN ISO 11885 E22	
AOX [mg/kgTR]	DIN 38414 S 18	
PCB [mg/kgTR]	[AbfKlärV] 1.3.3.1	
AT ₄ [mg O ₂ /g TR]	[AbfAbIV] Anhang 2 Nr. 5	
GB ₂₁ [NI/kg TR]	[AbfAbIV] DIN 38414 Teil 8	

Kostengrundlagen

Die Kostenauswertung der Versuche erfolgte auf Grundlage nachfolgender Einheitspreise. Für eine großtechnische Projektierung sind darüber hinausgehende Kostenansätze

erforderlich, da das Unterkorn aus der Nachabsiebung abtransportiert und einer weiteren Entsorgung zugeführt werden muss.

Tab. 6.13-7: Netto-Einheitspreise (EP) als Kostengrundlage für die Versuche I und II sowie für großtechnische Projektierung

Art	EP, netto	Bemerkung
Strukturmaterial inkl. Antransport	15,00 €/t	
Ladegerät inkl. Personal	45,00 €/h	
Klärschlammstreuer inkl. Personal	420,00 €/d	bei 5 h/d
Klärschlammstreuer inkl. Personal	750,00 €/d	bei 9 h/d
LKW-Sattelzug inkl. Personal	63,00 €/h	
Trommelsieb inkl. Ladegerät und Personal	950,00 €/d	
Unterkornentsorgung inkl. Transport	5,00 €/t	als Kompost
Unterkornentsorgung inkl. Transport	25,00 €/t	als Rekultivierungsmaterial
Unterkornentsorgung inkl. Transport	50,00 €/t	in Wirbelschichtfeuerung

6.14 Co-Vergärung

Neben der Kompostierung der aus den Ruhrstauseen geernteten *Elodea* war in technischem Maßstab die Möglichkeit der Vergärung - gemeinsam mit kommunalem Klärschlamm - in einer Faulbehälteranlage zu untersuchen (Co-Vergärung). Durch die Stabilisierung und die damit verbundene Umsetzung organischer Inhaltsstoffe zu Klärgas, das in einem BHKW zu elektrischer /mechanischer Energie und Wärme umgewandelt wird, besteht die Möglichkeit, den organischen Anteil des geernteten Materials energetisch zu verwerten.

Weiterhin war zu überprüfen, ob das stabilisierte Mähgut gemeinsam mit dem Faulschlamm entwässert und durch Verbrennung entsorgt werden kann. Die Untersuchungen zur Co-Vergärung wurden auf der KA Bochum – Ölbachtal (Abb. 6.14-1) durchgeführt, da diese Anlage neben einer geeigneten technischen und personellen Infrastruktur ausreichende Kapazitäten im Bereich der Schlammbehandlung besitzt und in unmittelbarer Nähe zum Kernader See liegt.



Abb. 6.14-1: Faulbehälter der KA Bochum Ölbachtal



Abb. 6.14-2: Erntefrische *Elodea*



Abb. 6.14-3: Anlieferung des Mähgutes

Zerkleinerung

Da das erntefrische Material bei Anlieferung eine fädige (ca. 1-2 m), verknäuelte Struktur aufweist (Abb. 6.14-2 und Abb. 6.14-3), war vor der weiteren Vorbereitung eine Zerkleinerung erforderlich.

Vorversuche



Abb. 6.14-4: Versuchsanordnung zur Zerkleinerung von *Elodea* in wässriger Phase

In einem Vorversuch im Sommer 2004 wurden zunächst möglichst einfache, preiswerte und technisch weniger aufwändige Methoden der Zerkleinerung erprobt. In einem ersten Schritt wurde in einem 10 m³-Container, in dem zwei schnelllaufende Rührwerke installiert wurden, die erntefrische *Elodea* in wässriger Phase zerkleinern (Abb. 6.14-4). In 5 m³ Wasser wurden ca. 2 bis 5 m³ Mähgut (ca. 600-1.500 kg) über Zeiträume von 5, 10, 15, 30, 60, 120 und 180 Min. durch Rühren mechanisch bearbeitet. Anschließend wurde jeweils die Länge der fädigen Bruchstücke sowie das Absetzverhalten in 1l-Standzylindern bestimmt.

Da sich für einen größeren Betriebsversuch in technischem Maßstab die Zerkleinerung in wässriger Phase als sehr zeit- und personalaufwändig darstellte, wurde in einem 2. Vorversuch die Möglichkeit der direkten Zerkleinerung erntefrischer *Elodea* in trockenem Zustand geprüft. Da das Material näherungsweise ähnliche mechanische Eigenschaften wie Gras/Heu besitzt, wurde für diesen Versuch ein sogenannter „Futtermischwagen“ aus der Landwirtschaft/Viehhaltung auf die Anwendbarkeit in diesem Einsatzfall geprüft. Zwei in einem ovalen Behälter hintereinander angeordnete vertikale „Schneidmischschnecken“ zerkleinern und vermischen das Aufgabegut homogen und locker (Abb. 6.14-5).



Abb. 6.14-5: Futtermischwagen mit vertikalen Schneidmischschnecken



Abb. 6.14-6: Futtermischwagen mit Gurtbandförderer zum *Elodea*-Austrag

Das zerkleinerte Material wird über eine durch einen Schieber verschließbare Öffnung in der Behälterseitenwand auf ein Förderband ausgetragen (Abb. 6.14-6). Im Probetrieb wurde über einen Traktor mit installierter Heugabel jeweils 1,5 – 2,5 m³ erntefrisches Material in den Mischer aufgegeben und über 15-30 min Mischzeit zerkleinert. An Proben des zerkleinerten Materials wurde die Länge der Bruchstücke und in wässriger Phase das Absetzverhalten in 1l-Standzylindern untersucht.

Betriebsversuch

Im Rahmen eines mehrwöchigen Betriebsversuches von Juni bis September 2005 wurden größere Mengen erntefrischer *Elodea* über 10 m³-Rollcontainer angeliefert (Abb. 6.14-3), vor der Aufgabe in den Futtermischwagen soweit möglich manuell von Treibgut befreit (Abb. 6.14-7) und, wie oben beschrieben, zerkleinert. Anschließend wurde das zerkleinerte Material über ein Förderband (Gurtbandförderer) einem Schacht zugeführt, in dem eine Vermischung mit dem Primärschlamm aus der Grobentschlammung der Kläranlage erfolgte, bevor das *Elodea*/Schlammgemisch dem Primärschlammeindicker zugeführt wurde (Abb. 6.14-8). Nach erfolgter Sedimentation wurde der eingedickte Schlamm (inkl. *Elodea*) kontinuierlich in die beiden Faulbehälter mit einem Gesamtvolumen von rd. 17.000 m³ (Aufenthaltszeit > 40d) gepumpt.

Der ausgefaulte Klärschlamm wurde – wie üblich – vor Ort maschinell mittels Zentrifuge entwässert und zu den externen Monoklärschlammverbrennungsanlagen in Eilverlingsen und Wuppertal transportiert und dort mit anderen Klärschlämmen verbrannt. Zusätzlich zu den üblichen Betriebsdaten erfolgte die Bestimmung von Einsatzmenge, Feststoffgehalt und Glührückstand von *Elodea* arbeitstäglich aus Tagesmischproben, um mögliche Veränderungen beim Faul- und Entwässerungsverhalten erkennen und interpretieren zu können.



Abb. 6.14-7: Traktor zur Beladung, Aussortieren von Fremdstoffen



Abb. 6.14-8: Vermischen von Primärschlamm und zerkleinerter *Elodea*

Versuch zur Abtrennung von Grobstoffen

Da das Mähgut in beträchtlichem Umfang durch Treibzeug, bestehend aus Flaschen, Kunststoff- und Holzteilen verunreinigt war (Abb.7.14-2), wurde im Zusammenhang mit Kompostierungsversuchen im Sommer 2007 versuchsweise eine Siebschaufel zur Abtrennung dieser Grobstoffe eingesetzt. Siebschaufeln werden z.B. bei der Kompostierung, Strandreinigung, Bauschuttzubereitung etc. eingesetzt. Zum Be- und Entladen kann die Siebschaufel als Anbauteil z.B. an einem Radlader, ausgebildet als Drehtrommel mit Gitterstruktur, durch Öffnen einer Klappe wie eine übliche Ladeschaufel genutzt werden. Nach Schließen der Klappe wird die Drehtrommel in Rotation versetzt. Während der Rotation werden kleinere Bestandteile abgetrennt und fallen durch das Trommelgitter zu Boden. Die Grobstoffe werden in der Siebtrommel zurück gehalten.



Abb. 6.14-9: Siebschaufel, zur Beladung geöffnet



Abb. 6.14-10: Siebschaufel, geschlossen

7 Ergebnisse

7.1 Hydrologie

7.1.1 Abfluss

Zur Beschreibung des Abflussregimes eines Fließgewässers werden Gewässerkundliche Hauptzahlen wie MNQ, MQ und MHQ als Kenngrößen verwendet, die aus Pegelaufzeichnungen hergeleitet werden. Da auch die Flusstauseen durchströmt werden, können diese Kenngrößen Aussagen darüber geben, inwieweit sich die vier betrachteten Flusstauseen in ihren Abflussverhältnissen ähneln bzw. unterscheiden. Relative Unterschiede der Seen zueinander müssen daraufhin geprüft werden, inwiefern diese ursächlich für Unterschiede in den Bestandsdichten und der jahreszeitlichen Entwicklungskinetik der Makrophyten verantwortlich sind.

Die hydrologischen Kenngrößen der vier Flusstauseen – gemessen bzw. rechnerisch ermittelt (siehe Methoden Kap. 6.1.1) - sind in Tab. 7.1-1 zusammengestellt.

Tab. 7.1-1: Gewässerkundliche Hauptzahlen der vier Ruhrstauseen mit Datengrundlage

	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader See	Baldeneysee
Datengrundlage	(1951) 1978-2005	1968-2005	1968-2005	2002-2005
MHQ [m³/s]	493	550	567	648
MQ [m³/s]	58,9	67,6	70,6	79,5
MNQ [m³/s]	14,9	18,0	18,5	17,1

Da der Abfluss im Längsverlauf der hintereinander liegenden Flusstauseen bei MQ und MHQ zunimmt (bei MNQ wirken sich Entnahme und Verdunstung von Seeoberflächen z.T. abflussreduzierend aus), vermitteln die Relationen von Niedrigwasser- zu Mittelwasserabfluss bzw. mittleren Hochwasserabfluss die relativen Verhältnisse der Extremwerte zueinander (Tab. 7.1-2).

Tab. 7.1-2: Verhältnis der Gewässerkundliche Hauptzahlen der vier Ruhrstauseen zueinander (basierend auf Daten aus Tab. 7.1-1)

	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader See	Baldeneysee
MNQ zu MQ	1 : 4	1 : 4	1 : 4	1 : 5
MNQ zu MHQ	1 : 33	1 : 31	1 : 31	1 : 38
MQ zu MHQ	1 : 8	1 : 8	1 : 8	1 : 8

Die Daten zeigen, dass die Unterschiede zwischen den vier Seen nur gering sind. Da sich Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See auch in Ihren Volumina und Breiten-zu-Tiefenverhältnissen nur wenig unterscheiden (Tab. 3-1), sollten damit auch die hydraulischen Bedingungen im Mittel in den drei oberen Seen vergleichbar sein. Der Baldeneysee mit seinem mehr als 2,5-fach größeren Volumen im Vergleich zu den drei oberhalb gelegenen Flusstauseen weicht mit seinen hydraulischen Bedingungen deutlich ab (Tab.7.1-2). Dies zeigt sich auch in den theoretisch berechneten mittleren Aufenthaltszeiten (Abb. 7.1-2), die bei

MNQ im Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See zwischen 1,9 und 2,6 Tagen liegen, im Baldeneysee dagegen bei 5,6 Tagen.

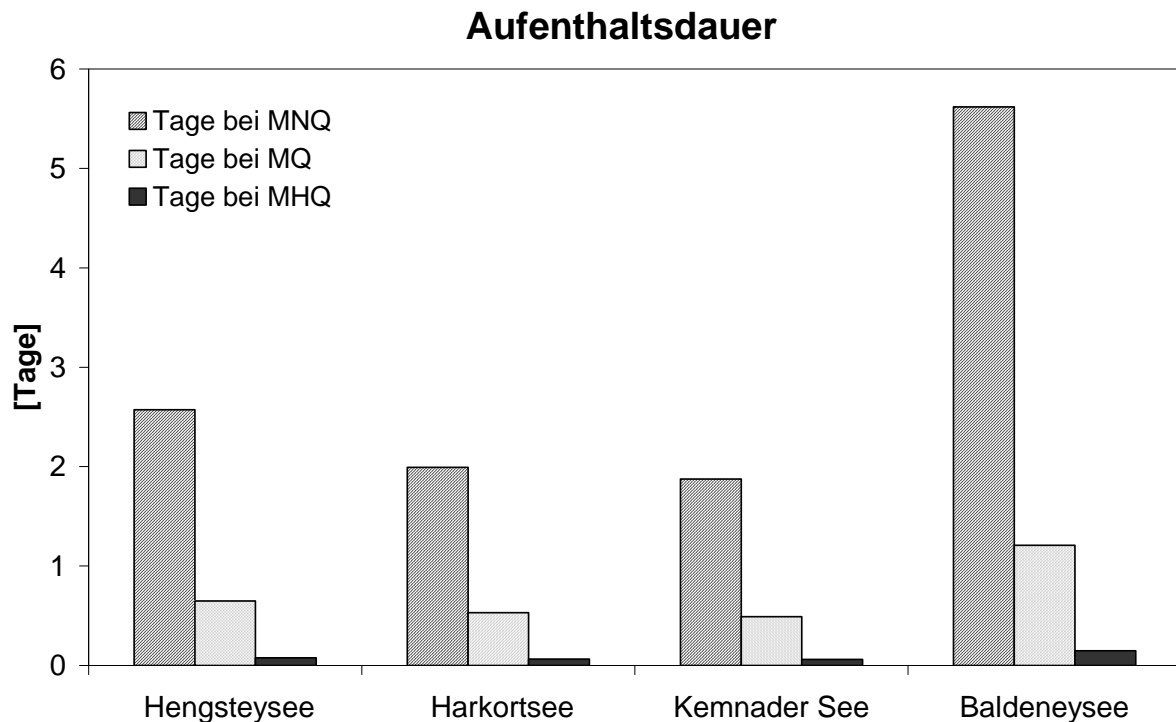


Abb. 7.1-1: Statistische Aufenthaltsdauer des Wassers in den vier Flusstauseen

Dies sind jedoch theoretische Werte, die im Einzelfall von den tatsächlichen Bedingungen abweichen können. So konnten KOPPE ET AL. (1982) mittels Tracer-Versuchen für den Baldeneysee zeigen, dass bei NQ auf Grund des Reliefprofils des Sees („Doppel-Gerinne-Morphologie“) 12 % des Seevolumens praktisch nicht durchströmt werden. Die in diesen Bereichen sehr viel höheren Aufenthaltszeiten und damit geringeren Austauschraten begünstigen die Phytoplankton-entwicklung.

Fazit

Die vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee besitzen ein ähnliches hydrologisches Regime. Der Baldeneysee weist jedoch auf Grund seines größeren Volumens längere Aufenthaltszeiten auf als die oberhalb gelegenen Flusstauseen.

Neben dem Vergleich der hydrologischen Bedingungen in den vier untersuchten Flusstauseen, ermittelt aus Mittelwerten langjähriger Messreihen, muss zudem die Abflusssituation im Untersuchungszeitraum Juli 2004 bis Oktober 2007 charakterisiert werden, um diese in Relation zu den beobachteten Makrophytenbeständen setzen zu

können. Betrachtet werden dabei die jeweiligen hydrologischen Jahre vom 01.11. bis 31.10. des Folgejahres. Dabei ist zu prüfen:

- Sind die Abflussbedingungen im Untersuchungszeitraum repräsentativ für die hydrologisch/hydraulischen Bedingungen in den Flusstauseen?
- Unterscheiden sich die Flusstauseen im Untersuchungszeitraum in ihren durchschnittlichen Bedingungen und in ihren Extremwerten untereinander?
- Lassen sich Mittelwerte oder Extremwerte mit Änderungen in den Makrophytenbeständen in Verbindung bringen? Hierbei werden nicht nur die aktuelle Situation betrachtet, sondern auch die Bedingungen, die vor der Entstehung von Massenbeständen herrschten (z.B. Häufigkeit und Intensität von erhöhten Abflüssen).

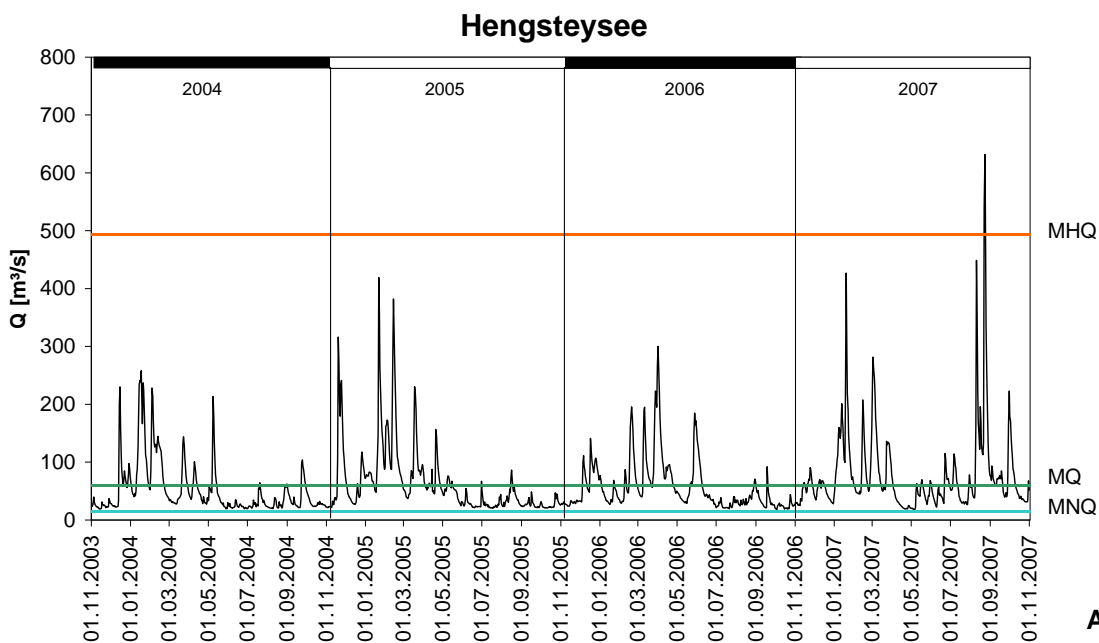


Abb. 7.1-2a

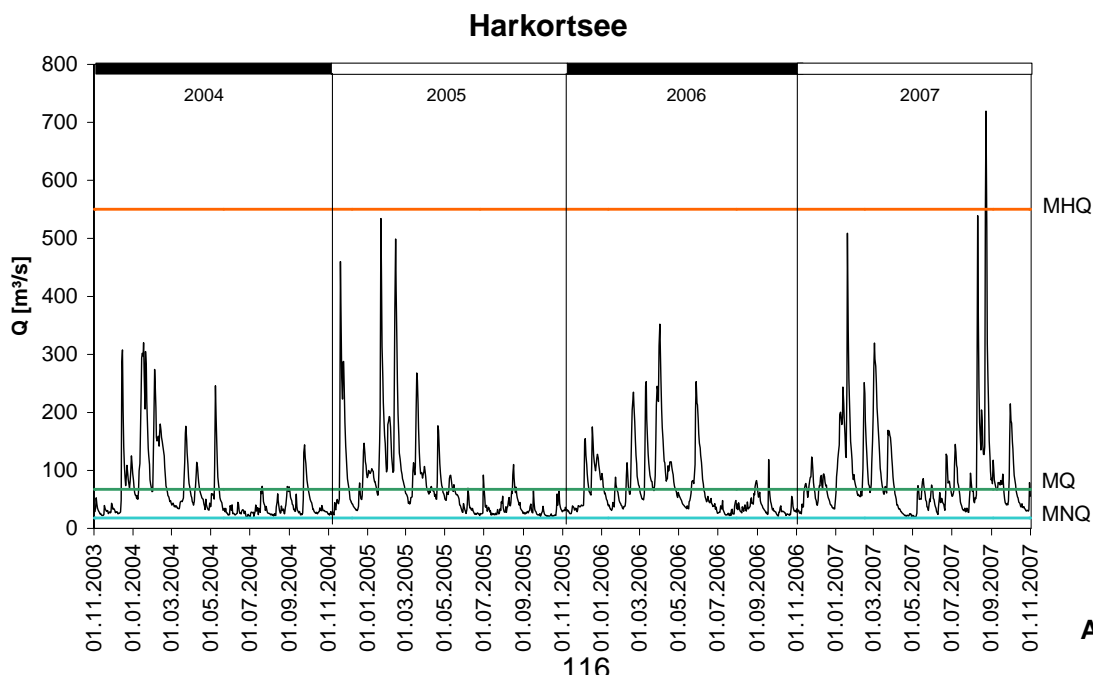


Abb. 7.1-2b

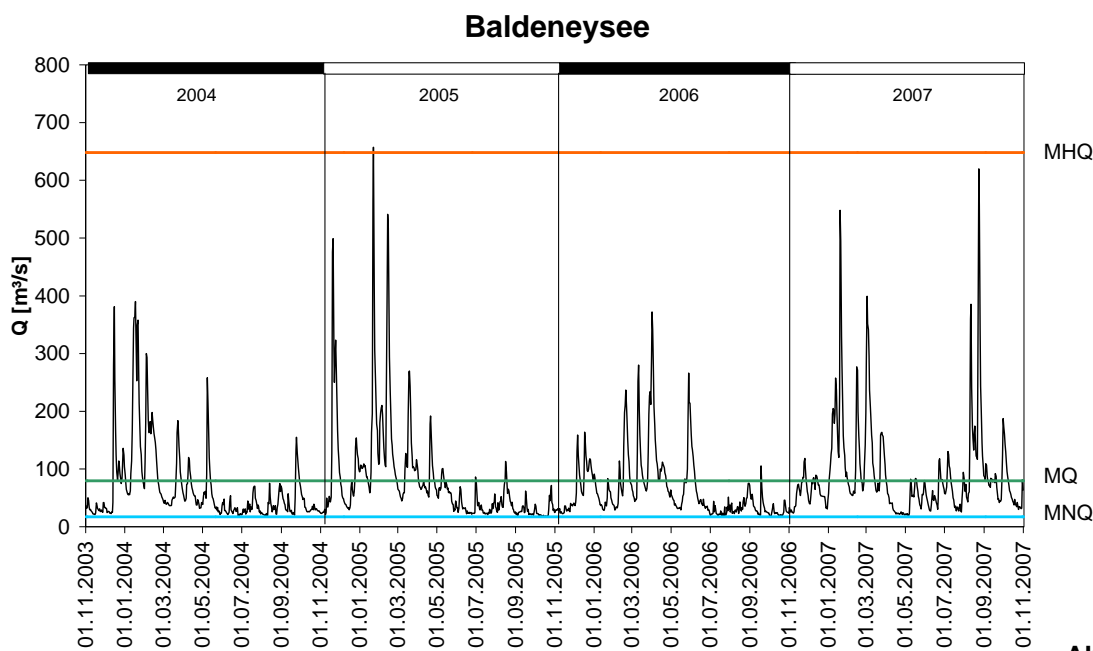
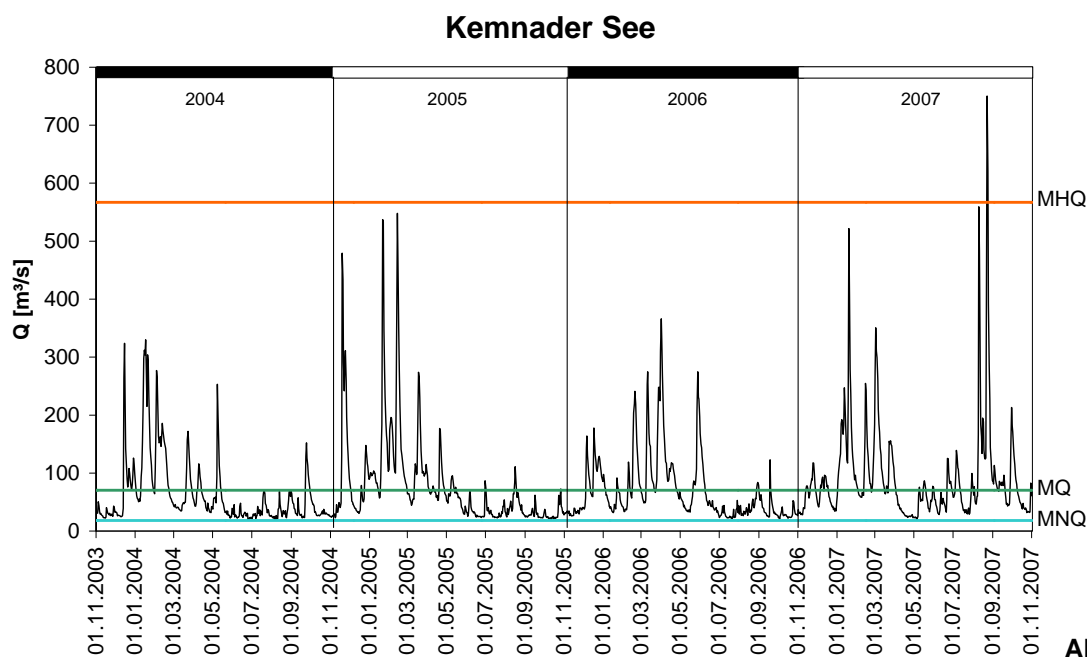


Abb. 7.1-2c und 7.1-2d: Abflussganglinien der Flusstauseen Kemnader See und Baldeneysee in den hydrologischen Jahren 2004 - 2007

Die Abb. 7.1-2 a-d zeigen die Abflussganglinien für die vier Flusstauseen im Betrachtungszeitraum der hydrologischen Jahre vom 01.11.2003 bis 31.10.2007 auf der Basis von Tageswerten. Die Grafiken zeigen für alle vier Seen einen prinzipiell ähnlichen Verlauf der Abflussganglinien. Für die Jahre 2004 und 2006 liegen sie leicht unterhalb des langjährigen Mittels, wohingegen 2005 und vor allem 2007 durch höhere Abflussspitzen

7 - Ergebnisse

gekennzeichnet sind. Der Vergleich der langjährigen mittleren Abflüsse mit den mittleren Jahresabflüssen bestätigt dies (Tab. 7.1-3): Die Abflüsse lagen 2004 um 5,8 % bis 14,5 % unter den langjäh-

rigen Mittelwerten, im Jahr 2006 im Bereich der langjährigen Mittelwerte mit 1,6 % bzw. 3,4 % unter MQ und für den Harkortsee ca. 1 % über MQ. Der Baldeneysee fällt bei dieser Betrachtung mit Abflüssen, die im Mittel 18,9 % unter MQ liegen, als Ausnahme auf. Im abflussreicheren Jahr 2005 lagen dagegen die mittleren Abflüsse um 1,9 % bis 11,5 % über den langjährigen Mittelwerten. Deutlich über dem langjährigen Mittel liegende Werte wurden für das Jahr 2007 gemessen. Hier wurden für die oberen drei Stauseen Werte zwischen 32,2 % und 33,6 % über MQ berechnet. Für den Baldeneysee dagegen wurde der MQ (2007) nur um 14,6 % überschritten.

Tab. 7.1-3: Mittlerer Abfluss der vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee in den hydrologischen Jahren 2004 - 2007 im Vergleich zum langjährigen Mittel MQ

	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader See	Baldeneysee
MQ ₂₀₀₄	52,9 m ³ /s ⇒ -10,3 % < MQ	63,7 m ³ /a ⇒ -5,8 % < MQ	64,4 m ³ /s ⇒ -8,8 % < MQ	68,0 m ³ /s ⇒ -14,5 % < MQ
MQ ₂₀₀₅	63,6 m ³ /s ⇒ +7,9 % > MQ	75,4 m ³ /s ⇒ +11,5 % > MQ	78,2 m ³ /s ⇒ +10,8 % > MQ	81,0 m ³ /s ⇒ +1,9 % > MQ
MQ ₂₀₀₆	56,9 m ³ /s ⇒ -3,4 % < MQ	68,3 m ³ /s ⇒ +1,0 % > MQ	69,4 m ³ /s ⇒ -1,6 % < MQ	64,5 m ³ /s ⇒ -18,9 % < MQ
MQ ₂₀₀₇	78,3 m ³ /s ⇒ +33% > MQ	90,3 m ³ /s ⇒ +33,6% > MQ	93,2 m ³ /s ⇒ +32,1 % > MQ	91,1 m ³ /s ⇒ +14,6 % > MQ

Während sich die mittleren Abflussbedingungen in den Jahren 2004 bis 2007 mit geringfügig höheren bzw. niedrigeren Werten vom langjährigen Mittel unterscheiden, liegen - mit einer Ausnahme - die extremen Hoch- und Niedrigwassersituationen im Bereich der langjährigen Daten (Abb. 7.1-2 a- d). Nur das Jahr 2007 ist als abflussreiches hydrologisches Jahr zu bezeichnen. Hier werden im Durchschnitt ca. ein Drittel höhere Abflusswerte als das MQ verzeichnet.

Im August 2007 wurden bei zwei kurz aufeinanderfolgenden Hochwasserwellen während der zweiten Welle am 23.08. in den oberen drei Seen MHQ überschritten. Im Kemnader See wurde z.B. ein Scheitelabfluss von 772 m³/s und damit 205 m³/s mehr als MHQ erreicht. Im Baldeneysee wurde zu diesem Zeitpunkt MHQ nicht überschritten. Bis auf dieses außergewöhnliche Hochwasserereignis erreichen die Scheitelabflüsse im Projektzeitraum im Hengsteysee nicht den MHQ, im Harkortsee und Kemnader See lagen sie im Bereich von MHQ, und im Baldeneysee wird MHQ 2005 nur geringfügig überschritten.

Der Niedrigwasserabfluss im Untersuchungszeitraum liegt für den Harkortsee und den Kemnader See im Bereich des MNQ. Im Hengsteysee wird MNQ nicht erreicht, sondern die Niedrigwasserabflüsse liegen um ca. 4 m³/s über MNQ wohingegen am Baldeneysee mit 16,3 m³/s MNQ sogar um 0,8 m³/s geringfügig unterschritten wird (Hydrologische Daten, siehe Anhang).

Im Vergleich der Abflusssituationen zwischen den vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee in den hydrologischen Jahren 2004 bis 2006

zeigen sich im Mittel bei nur geringen Unterschieden keine Tendenzen. Bei den Extremwerten weicht der Hengsteysee stärker als Harkortsee und Kemnader See von MNQ bzw. MHQ ab, da hier noch die den Abfluss vergleichmäßigende Wirkung von oberhalb gelegenen Flusstauseen fehlt.

Fazit

Die Abflussbedingungen in den hydrologischen Jahren 2004 bis 2006 können als repräsentativ für die durchschnittlichen Bedingungen in den Flusstauseen gelten. Die Extremwerte liegen im Bereich der langjährigen mittleren Extremwerte, die mittleren Abflüsse liegen geringfügig über bzw. unter den langjährigen Mittelwerten. Das Jahr 2007 fällt mit erhöhten Abflusswerten auf. Die Unterschiede der Abflüsse zwischen den vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee sind gering und zeigen außer im Längsverlauf keine gewässerspezifischen Tendenzen.

Einfluss der Hydrologie auf Makrophyten-Massenbestände in den Ruhrstauseen

Trotz der hydrologisch ähnlichen Situationen - sowohl in den Seen als auch in den hydrologischen Jahren 2004 bis 2007 - zeigen sich Unterschiede in der Ausbildung der Makrophytenbestände (Kap 7.4):

- Der Baldeneysee wird zwar von *Elodea nuttallii* besiedelt, dies aber nur durch wenige, vereinzelte Pflanzen, die keine bis zur Wasseroberfläche reichende Massenbestände bilden.
- Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See waren in den Jahren 2004 und 2005 in weiten Strecken dicht mit *Elodea nuttallii* bewachsen, die bis zur Oberfläche reichten (⇒ Massenentwicklung).
- Im Jahr 2006 bildete *Elodea nuttallii* weder im Hengsteysee noch im Harkortsee und auch nicht Kemnader See Massenbestände aus.
- Im Kemnader See und im Hengsteysee waren im Jahr 2007 Massenbestände von *Elodea nuttallii* vorhanden, die jedoch nur im Kemnader See die Wasseroberfläche erreichten. Der Harkortsee wies deutlich geringere Bestände auf.

Als mögliche Ursache für das nur geringe Vorkommen von *Elodea nuttallii* im Baldeneysee kann als einziger hydrologisch/hydraulischer Faktor die verlängerte Aufenthaltszeit des Wassers in diesem Flusstausee gesehen werden. Dieser Faktor wirkt jedoch nicht direkt, sondern indirekt durch die Konkurrenz mit dem Phytoplankton, das sich unter diesen Bedingungen besonders stark entwickelt (siehe hierzu Kap. 7.2.).

Das Fehlen von dichten *Elodea*-Beständen in allen Stauseen im Jahr 2006, während 2004 und 2005 und z.T. 2007 ausgedehnte Massenbestände dokumentiert werden konnten, kann dennoch auf direkte hydrologische bzw. hydraulische Effekte zurückgeführt werden. Nach dem - auch für die Makrophytenentwicklung zutreffenden - Dosis-Wirkungs-Konzept müssen hierfür sowohl die Extremwerte als auch die Dauer und der Zeitpunkt dieser Bedingungen betrachtet werden. Dabei begünstigen geringe Abflüsse mit geringeren hydraulischen Kräften das Wachstum der Stillwasserbedingungen liebenden Art *Elodea nuttallii*.

Durch ihre Wuchsform ist *Elodea nuttallii* an stehende und langsam fließende Bedingungen angepasst, bei erhöhten Fließgeschwindigkeiten bietet die Pflanze einen erhöhten Fließwiderstand. Durch die dann verstärkt wirkenden Scherkräfte kann es dazu kommen, dass Teile der Pflanze abreißen und fragmentieren. Dies geschieht bei Bedingungen, bei denen es noch nicht zu Substratumlagerung und Entwurzelung der Pflanzen kommt. Ihre Schwesterart *E. canadensis*, welche dieselben Lebensraumsprüche wie *E. nuttallii* stellt, kommt nur bei Fließgeschwindigkeiten $< 0,4$ m/s vor (RIIS & BIGGS 2003a).

HASLAM 1978 (zitiert in RIIS & BIGGS 2003b) berichtet, dass bei einem Abfluss von 2,5 mal MQ nur wenige Pflanzen aus einem Bestand von *Myriophyllum spicatum* entfernt wurden, jedoch bei einem Abfluss von 4 mal MQ mehr als die Hälfte dieses Bestandes entwurzelt und wegspült wurden. Die verbleibenden Pflanzen waren durch Fragmentation in ihrer Länge deutlich reduziert.

Bei erhöhten Fließgeschwindigkeiten legen sich bei beiden *Elodea*-Arten zudem die sonst wirtelig stehenden Blätter an den Stängel an, wodurch die Oberfläche, über die das für die Photosynthese notwendige CO_2 aufgenommen wird, deutlich reduziert wird und es zu einer C-Limitierung kommen kann (NIELSEN et al. 2006).

Als mögliche bedeutsame Größen für das Wachstum aquatischer Makrophyten können somit gelten:

- Anzahl der Tage mit erhöhten Abflüssen (Q größer 4 mal MQ)
- Anzahl Tage mit \pm Trockenwetterabfluss (Q kleiner 1/2 MQ)
- der mittlere Abfluss zu Beginn der Vegetationsperiode (April-Mai)
- der maximale Abfluss zu Beginn der Vegetationsperiode (April-Mai)

In den folgenden Abb. 7.1-3 a und b sowie 7.1-4 a und b kennzeichnet die grüne Farbgebung der Jahre 2000 bis 2005 und 2007 den verkrauteten Zustand der Flusstauseen, während die gelbe Färbung für das Jahr 2006 das Fehlen größerer *Elodea*-Bestände symbolisiert. Für Harkortsee und Kemnader See, für die Pegelraten auch längerfristig vorliegen, konnten auch die Abflüsse für das Jahr 1999 ausgewertet werden, wo in keinem der Ruhrstauseen ein verstärktes Wachstum von Makrophyten beobachtet wurde. In der Grafik ist daher das Jahr 1999 für diese beiden Seen mit dunkelbraun für fehlende Makrophytenbestände gekennzeichnet.

2000 wurde im Harkortsee erstmals *Elodea nuttallii* in dichten Beständen beobachtet, vergleichbare Meldungen für Hengsteysee und Kemnader See liegen nicht vor. Im Jahr 2001 wurde *Elodea nuttallii* in Hengsteysee und Kemnader See dann ebenfalls massenhaft gefunden. In diesem Jahr wurden jedoch im Harkortsee großflächig Sedimente entnommen, wodurch dort die Makrophyten fehlten. In den Jahren 2002 bis 2005 tritt *Elodea nuttallii* in den oberen drei Flusstauseen massenhaft auf, fehlt aber bis auf wenige, einzelstehende kleine Pflanzen im Baldeneysee. Im Jahr 2006 kommt es hier jedoch lokal zu Massenbeständen (Schraffur)

Aus der Grafik 7.1-3a wird deutlich, dass zwischen 1999 und 2005 Tage mit Abflüssen > 4 MQ, die zum Abreißen und Entwurzeln von Pflanzen führen können, deutlich häufiger sind als im Jahr 2006. Dies sollte das Makrophytenaufkommen vor allem von *Elodea nuttallii* im Jahr 2006 theoretisch begünstigen. Die Tage mit Niedrigwasserabfluss unterscheiden

sich im Jahr 2006 im Vergleich zu den Vorjahren nicht (Abb. 7.1-3b), so dass auch dieser Vergleich der mittleren Jahresabflussbedingungen nicht geeignet ist, das Fehlen einer Makrophytenmassenentwicklung im Jahr 2006 zu erklären.

Tage mit $Q > 4 \text{ MQ}$

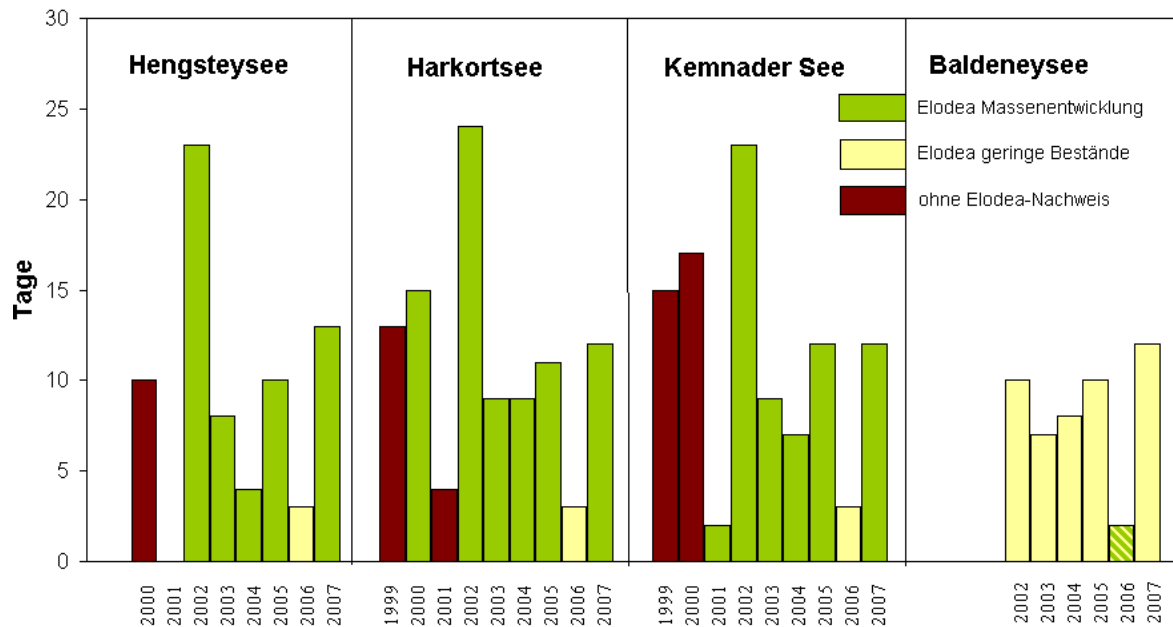


Abb. 7.1-3a

Tage mit $Q < 0,5 \text{ MQ}$

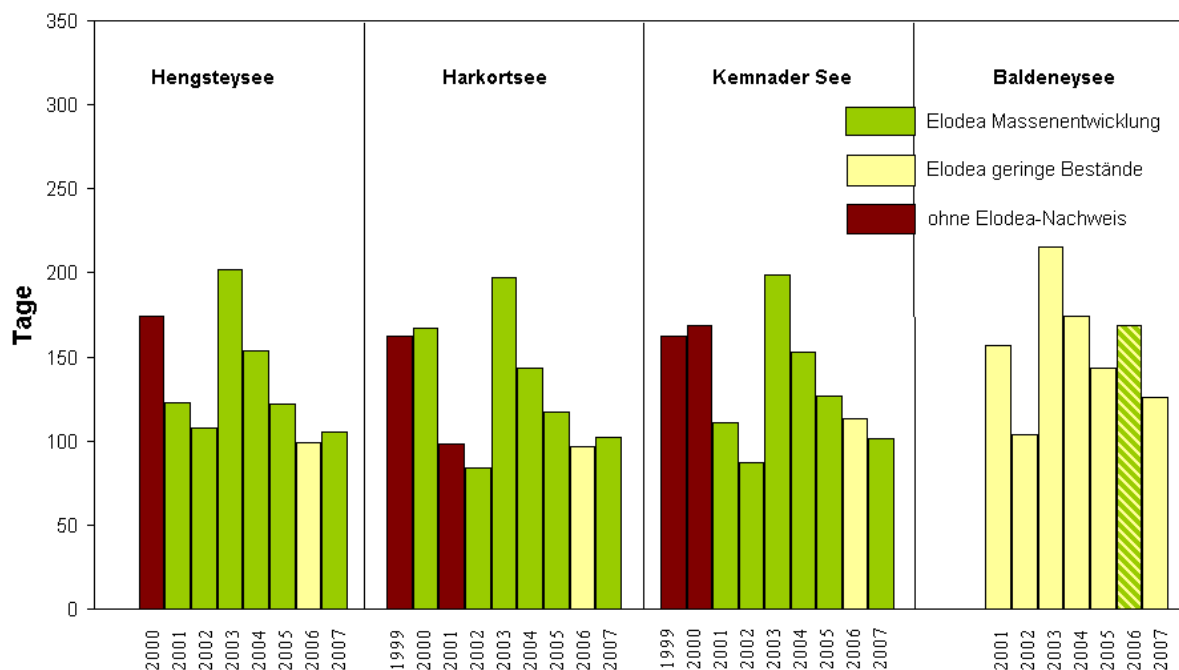


Abb. 7.1-3b

Abb. 7.1-3a und 7.1-3b: Anzahl an Tagen mit erhöhten Abflüssen ($> 4 \times \text{MQ}$) und Anzahl an Tagen mit geringen Abflüssen ($< 0,5 \times \text{MQ}$), in den hydrologischen Jahren 1999 bis 2007 in den vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee

Mittlerer Abfluss (April bis Mai)

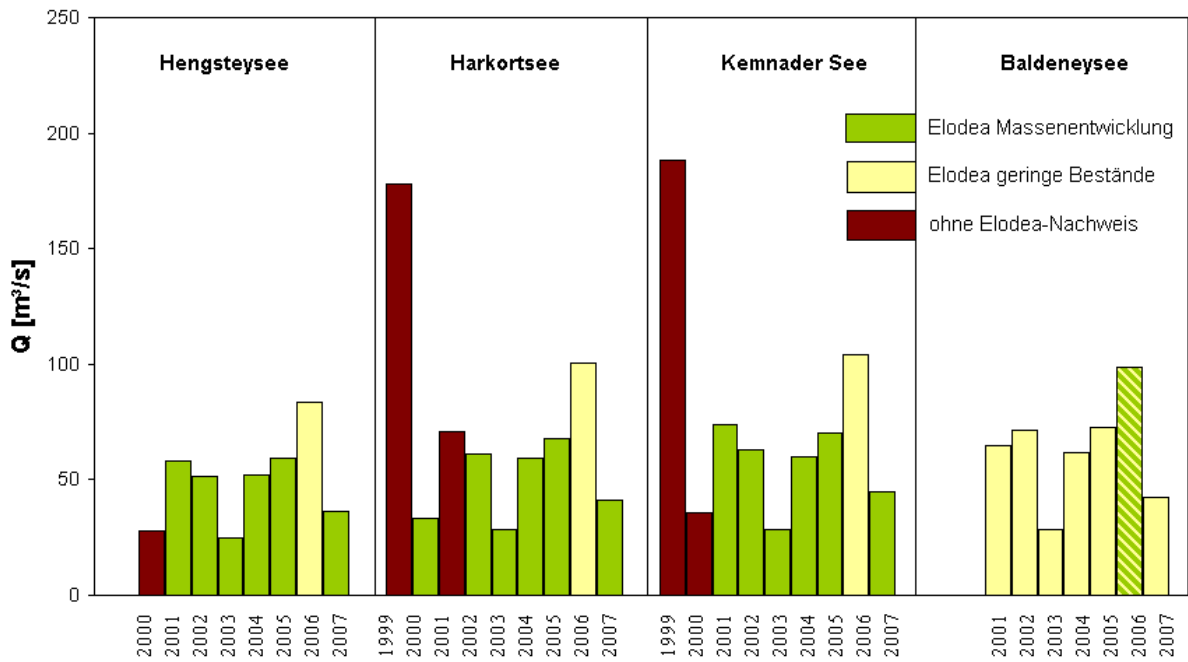


Abb. 7.1-3c

Maximaler Abfluss (April bis Mai)

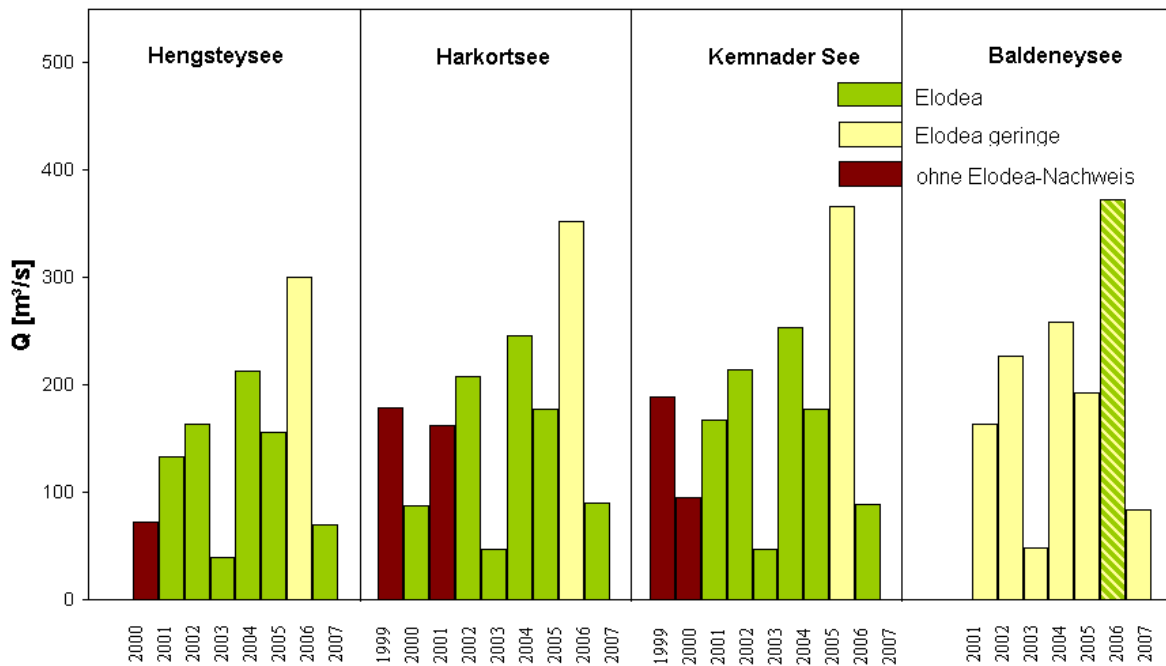


Abb. 7.1-3d

Abb. 7.1-4 a und b: Mittlerer Abfluss und Maximaler Abfluss zu Beginn der Vegetationsperiode (April bis Mai) in den hydrologischen Jahren 1999 bis 2007 in den vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee

Eine mögliche Erklärung dafür, dass 2006 keine Massenbestände ausgebildet wurden, liefern die Abb. 7.1.4 a und b. Nur für das Jahr 1999 wurden ein noch höherer MQ in den Monaten April und Mai gemessen. Da in diesem Jahr und in den Jahren davor jedoch noch keine Massenvorkommen von *Elodea nuttallii* auftraten, können keine Aussagen getroffen werden, ob das Fehlen dieser Bestände 1999 auf die hydrologischen Bedingungen zu Beginn der Wachstumsperiode zurückzuführen ist. Werden jedoch die maximalen Scheitelabflüsse der Jahre 1999 bis 2007 miteinander verglichen, so wird die Ausnahmesituation im Jahr 2006 deutlich. Ausschlaggebend, ob es im Laufe des Jahres zur Ausbildung von Massenbeständen kommt, sind zunächst die Bedingungen zu Beginn der Wachstumsperiode. Wird hier - wie im Jahr 2006 hydraulisch bedingt – das anfängliche Wachstum verzögert und die Startpopulation durch Wegspülen weiter reduziert, so hat *Elodea nuttallii* wegen der dann einsetzenden Phytoplanktonentwicklung und der daraus resultierenden Trübung keine Möglichkeiten, den Wachstumsrückstand auf Grund von Lichtlimitierung wieder einzuholen.

Für das Jahr 2007 kommt es im April/Mai zu keinen deutlich erhöhten Abflüssen. Der Hengsteysee entwickelt bis zum Sommer Massenbestände auf über 55 % der Seefläche, der Harkortsee ist mit ca. 30% deutlich weniger stark bewachsen. Die ca. 45 % der Seefläche des Kemnader Sees einnehmenden Makrophyten erreichen im Juli die Wasseroberfläche. Auf diese Massenbestände treffen im August 2007 zwei kurz aufeinanderfolgende große Hochwasserereignisse. Am Pegel Hattingen wurden am 10. August mit 626 m³/s ein neunfach höherer, am 23. des Monats mit 772 m³/s sogar ein mehr als elffach höherer Abfluss als MQ aufgezeichnet. Die Massenbestände des Kemnader Sees wurden jedoch wider Erwarten nicht drastisch in ihrer Ausdehnung reduziert. Auch in den anderen untersuchten Ruhrstauseen wurden nur in geringerem Umfang Makrophytenbestände ausgeschwemmt.

Fazit

Das Ausbleiben der Makrophytenbestände 2006 kann auf besondere hydrologische Ereignisse im Frühjahr zurückgeführt werden. Der mittlere und auch der maximale Abfluss ist in den Monaten April und Mai 2006 deutlich höher als in den Vorjahren und im Folgejahr. Die deutlich stärker ausfallenden Hochwasserereignisse im August 2007 haben dahingegen nur geringe Auswirkungen (s. Kap. 8.1).

7.1.2 Fließgeschwindigkeiten

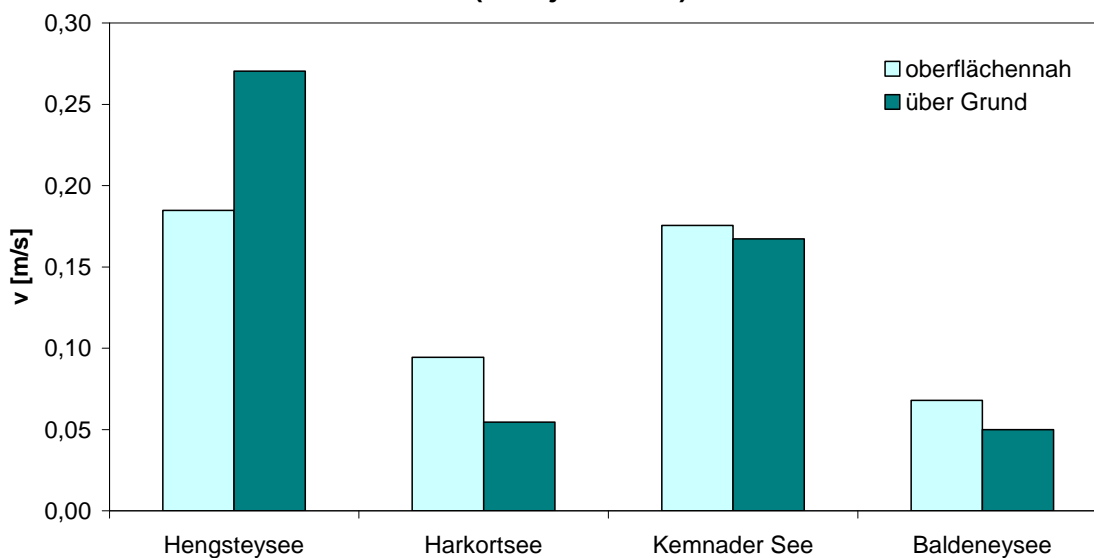
Die mittleren Fließgeschwindigkeiten im Profil, vor allem aber die Fließgeschwindigkeiten über Grund können als Maß für die hydraulischen Bedingungen in den Flusstauseen genutzt werden. So können Unterschiede in den Sohlschubspannungen und in den wirkenden Scherkräften sowohl die Substratbewegung (z.B. Überdeckung von Makrophyten) als auch den Grad der mechanischen Schädigung der Pflanzen (Entwurzeln, Abbrechen) beeinflussen. Im Frühjahr und im Sommer 2005 wurden die Fließgeschwindigkeiten in den

Flusstauseen mit einer magnetisch-induktiven Strömungssonde bestimmt. Tab. 7.1.-4 stellt Mittelwerte und Extremwerte dieser Messungen zusammen. Abb. 7.1.-5 zeigt die Mittelwerte grafisch im Vergleich.

Tab. 7.1-4: Vergleich der Fließgeschwindigkeiten in den Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee in Frühjahr und Sommer 2005 mit Bezug zur jeweiligen Abflusssituation (Tagesmittelwerte).

	Datum	Q [m ³ /s]	v [m/s] oberflächennah			v [m/s] über Grund		
			Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert	Min.	Max.
Hengsteysee	31.05.05 (n = 38)	31,2= 2,1*MNQ	0,18	n.n.	0,42	0,27	n.n.	1,04
Hengsteysee	31.08.05 (n = 28)	23,8=1,6*MNQ	0,02	n.n.	0,07	0,02	n.n.	0,10
Harkortsee	12.04.05 (n = 40)	66,0= 3,7*MNQ	0,09	n.n.	0,27	0,05	n.n.	0,16
Harkortsee	11.08.05 (n = 30)	38,9=2,2*MNQ	0,05	n.n.	0,15	0,04	n.n.	0,18
Kemnader See	31.05.05 (n = 40)	38,0= 2,1*MNQ	0,18	0,01	0,41	0,17	0,02	0,43
Kemnader See	25.08.05 (n = 29)	35,9=1,9*MNQ	0,05	n.n.	0,16	0,03	n.n.	0,12
Baldeneysee	11.05.05 (n = 42)	91,7=5,4*MNQ	0,07	n.n.	0,30	0,05	n.n.	0,20

**Mittlere Fließgeschwindigkeit
(Frühjahr 2005)**



7 - Ergebnisse

Abb. 7.1-5a: Mittlere Fließgeschwindigkeiten oberflächennah und über Grund im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Frühjahr 2005.

Mittlere Fließgeschwindigkeit (Sommer 2005)

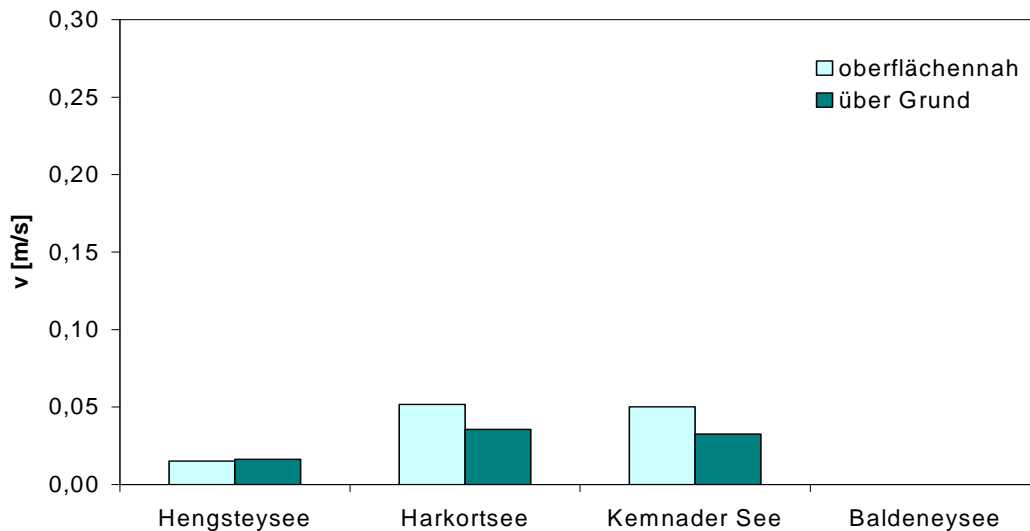


Abb. 7.1-5 b: Mittlere Fließgeschwindigkeiten oberflächennah und über Grund im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Sommer 2005.

Abb. 7.1-5 a und b zeigen wie erwartet, dass die mittlere Fließgeschwindigkeit in den Seen im Frühjahr höher ist als im Sommer. Dabei ist die Fließgeschwindigkeit über Grund wegen der dort strömungsreduzierend wirkenden Sohlrauhigkeit in der Regel geringer als oberflächennah.

Werden jedoch nicht die Messungen der verschiedenen Jahreszeiten sondern die Messungen bei vergleichbarer hydrologischer Abflusssituation (Abfluss ≈ 2 MNQ) miteinander verglichen, so ist im Frühjahr zur makrophytenfreien Zeit die mittlere Fließgeschwindigkeit oberflächennah mehr als drei mal so hoch wie im Sommer, über Grund sogar mehr als fünf mal so hoch. Dies belegt die Verlangsamung der Strömung innerhalb der Makrophytenbestände. Dies hat mehrere ökologische Auswirkungen:

- durch die verringerten Fließgeschwindigkeiten sedimentiert transportiertes Material schneller und kann eine Verschlämzung der Gewässersohle begünstigen. Unterwasseraufnahmen konnten dies jedoch nicht belegen.
- die geringere Fließgeschwindigkeit verringert damit auch den Durchfluss durch die Bestände. Nährstoffe, wie z.B. Phosphate, werden langsamer nachgeliefert.
- Die geringeren Fließgeschwindigkeiten verlängern die Aufenthaltsdauer des Wassers in den Makrophytenbeständen. Damit kann sich zum einen das Phytoplankton stärker vermehren. Zum anderen vermehrt sich aber bei den geringen Fließgeschwindigkeiten und der geringen Verdriftung das Zooplankton stärker. Dieses kann gegebenenfalls das Phytoplankton stärker durch Fraß dezimieren als in der freien Welle. Hinzu kommt, dass die Nachlieferung von Phytoplankton durch die Strömung in den Makrophytenbeständen langsamer erfolgt als in der freien Wassersäule. Damit könnte selbst bei gleichbleibender Zooplanktondichte die reduzierte Nahrungszufuhr dazu führen, dass innerhalb der Makrophytenbestände

durch effizienten Fraßdruck deutlich klareres Wasser entsteht, während außerhalb der Bestände das Wasser weiterhin durch Phytoplankton getrübt ist. Dies konnte bei Ausfahrten vor Ort häufig beobachtet werden. Ein Beleg durch Messungen war allerdings nicht möglich, da dies nur bei berührungsfreien Messungen innerhalb der Makrophytenbestände erfolgen kann. Dies ist in den dichten Makrophytenbeständen jedoch praktisch nicht realisierbar.

Bei vergleichbarem Abfluss und reduzierter Fließgeschwindigkeit in den Makrophytenbeständen im Sommer ist theoretisch zu erwarten, dass im Sommer außerhalb der Makrophytenbestände die Fließgeschwindigkeit gegenüber dem Frühjahr erhöht sein müsste. Dies konnte bei den wenigen, punkttartigen Untersuchungen jedoch nicht belegt werden. Hierbei ist zu bedenken, dass der Strömungsstrich mit den höchsten Fließgeschwindigkeiten in dem Querschnittsprofil kleinräumig variieren kann.

Um die Strömungsbedingungen in den Flussstauseen differenzierter analysieren zu können, wurden mittels Ultraschall-Doppler-Messtechnik (ADCP) die Verteilung der Strömungsgeschwindigkeiten in Transekten zwei- und dreidimensional ausgewertet. Da diese Methode nur zu vegetationsfreien Zeiten möglich ist, wurden die Messungen im Kemnader See als Beispiel für einen im Sommer verkrauteten See bereits im Mai 2005 durchgeführt. Die Messungen im Baldeneysee als Beispiel für einen weitgehend makrophytenfreien Flussstausee wurden im September 2006 durchgeführt.

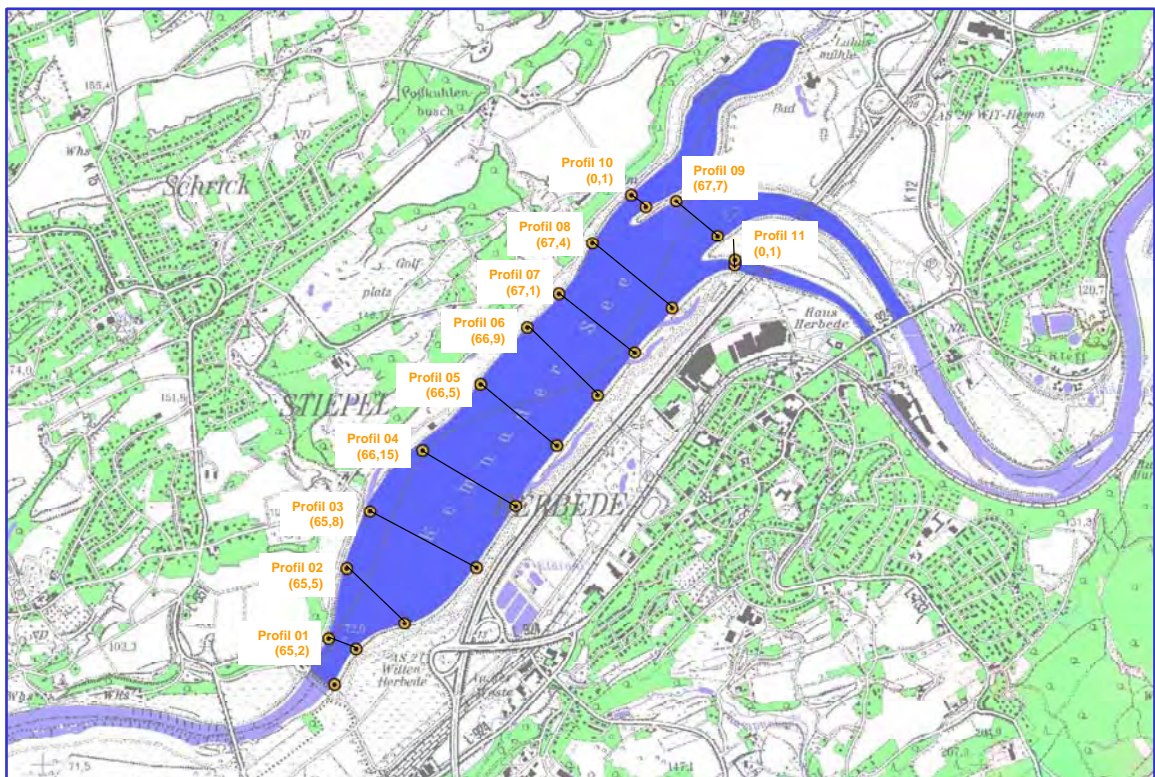


Abb. 7.1-6: Kemnader See - Lage der Transekte der Fließgeschwindigkeitsmessungen am 03.05.2005; $Q = 48,1 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 2,6 * \text{MNQ}$)

7 - Ergebnisse

Abb. 7.1-6 zeigt die Lage der 11 Transekte der Fließgeschwindigkeitsmessungen im Kemnader See. Die Abb. 7.1-7 a-c zeigen die Ergebnisse der Messungen im Querschnitt aus drei ausgewählten Transekten. Die weiteren Abb. hierzu finden sich im Anhang.

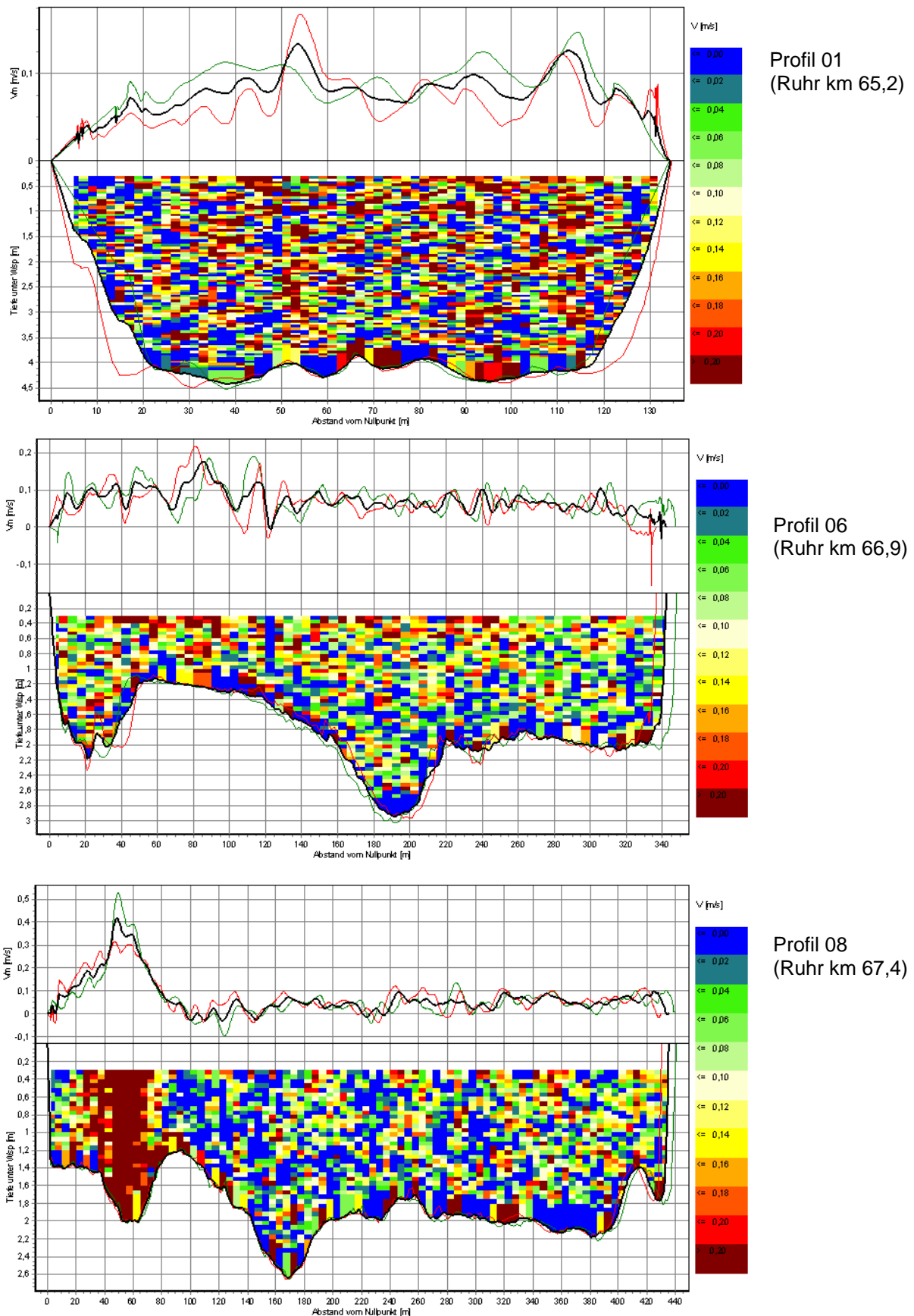


Abb. 7.1-7a bis 7.1-7c: Querschnitte des Kemnader See 03.05.05 - Fließgeschwindigkeitsverteilung in drei Transekten

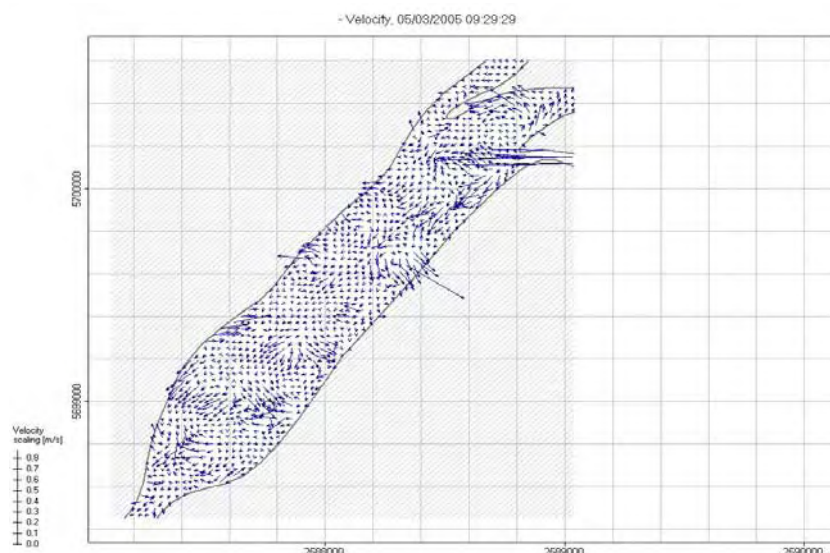
7 - Ergebnisse

7 - Ergebnisse

Abb. 7.1-7 zeigt in Querschnitt 01 nahe vor dem Wehr ein gleichförmiges Trogpofil; eine Unterscheidung zwischen altem Ruhrbett und überstauter Aue ist hier auf Grund der morphologischen Veränderungen, die beim Bau des Wehres erfolgten, nicht mehr erkennbar. Die mittlere Fließgeschwindigkeit im Querschnitt liegt im Bereich von 0,1 m/s und nimmt zu beiden Ufern hin ab. Die Seite mit den geöffneten Wehrklappen ist durch leicht erhöhte Fließgeschwindigkeiten $> 0,2$ m/s über Grund gut erkennbar. Auf der anderen Seite des Querschnittes dominieren über Grund Fließgeschwindigkeiten $< 0,04$ m/s.

In Profil 06 im mittleren Seebereich zeigt sich deutlich im linken Bereich (= rechtes Ufer) das vertiefte ehemalige Gerinne des Ölbachs. Dann wird der Kemnader See zur Seemitte hin flacher, bis er steil zum ehemaligen Ruhrbett mit maximalen Tiefen von fast 3 m abfällt. Die im linken Uferbereich überstaute Aue hat eine mittlere Tiefe von 1,80 m. Trotz dieses gegliederten Querprofils herrscht eine weitgehend gleichmäßige Fließgeschwindigkeit um 0,1 m/s. Nur im Bereich der flacher überströmten Kuppe zwischen altem Ölbach- und altem Ruhrprofil werden mittlere Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,2 m/s erreicht. Eine Düsenwirkung des tiefen, schmalen ehemaligen Ruhrbettes lässt sich durch die Messungen nicht belegen; statt der erwarteten höheren Strömungsgeschwindigkeiten im alten Ruhrbett herrschen auch dort im Mittel Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1 m/s, wobei die geringsten Fließgeschwindigkeiten über Grund an der tiefsten Stelle gemessen wurden. Ein Strömungsstrich ist in diesem Profil nicht erkennbar.

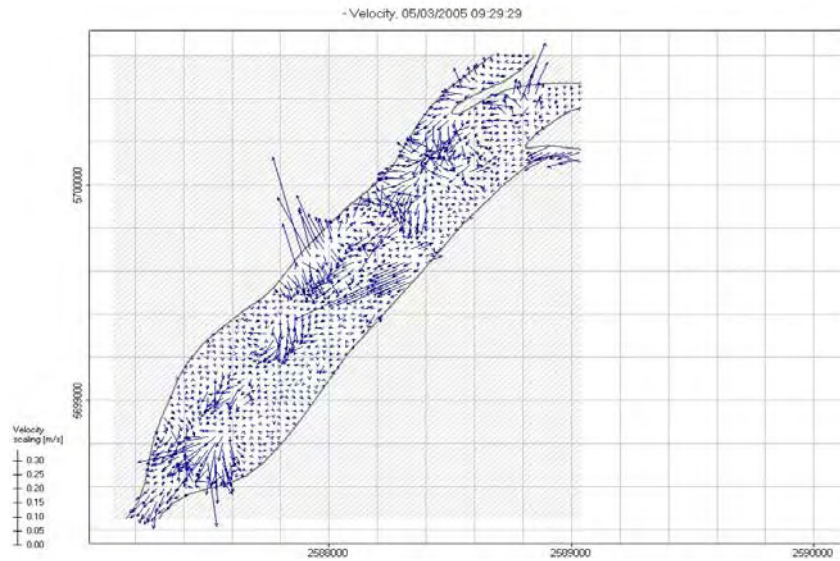
Im Gegensatz dazu zeigt sich in dem nur 500 m stromaufwärts gelegenen Querschnitt 08, im ehemaligen Verlauf des Ölbachs, die höchste Fließgeschwindigkeit mit bis zu 0,4 m/s als Mittel über die Tiefe. Dies resultiert aus der Summe der Abflüsse von Ölbach und Kläranlage Ölbachtal, die ihr Wasser über den Ölbach-Mündungsarm dem eigentlichen Kemnader See zuführen. Der weitere Querschnitt mit ehemaligem Ruhrbett und überstauter Aue zeigt gleichmäßig durchströmte Bedingungen ohne erkennbare Differenzierungen



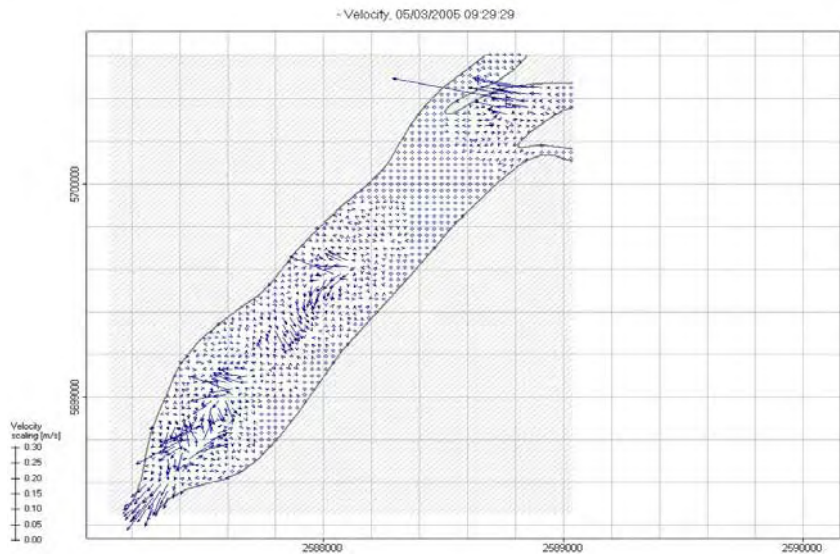
Fließgeschwindigkeits-Vektoren (Tiefe 0 – 1 m; Profil 1-11; 03.05.2005)

7.1-8a: Kemnader See 03.05.2005: Dreidimensionale Darstellung der Fließgeschwindigkeitsvektoren in den Tiefenschichten 0 - 1 m

7 - Ergebnisse



Fließgeschwindigkeits-Vektoren (Tiefe 1 - 2 m; Profil 1-11; 03.05.2005)



Fließgeschwindigkeits-Vektoren (Tiefe 2 – 3,5 m; Profil 1-11; 03.05.2005)

Abb. 7.1-8b und 7.1-8c: Kernnader See 03.05.2005: Dreidimensionale Darstellung der Fließgeschwindigkeitsvektoren in den Tiefenschichten 1 - 2 m und 2 – 3,5 m

Die Abb. 7.1-8 a bis c stellt die Fließgeschwindigkeiten im Kernnader See dreidimensional in Form von Strömungsvektoren dar. Diese erlauben Verwirbelungen aber auch erhöhte Fließgeschwindigkeiten, z.B. im Strömungsstrich, zu erkennen. Für das Vorkommen von Makrophyten sind die Strömungsbedingungen über Grund von besonderer Bedeutung. Haben die Makrophyten eine gewisse Höhe erreicht, beeinflussen sie selbst mit ihren Beständen das sie umgebende Strömungsregime, d.h. die zur makrophytenfreien Zeit erhobenen Ergebnisse sind nicht mehr anwendbar.

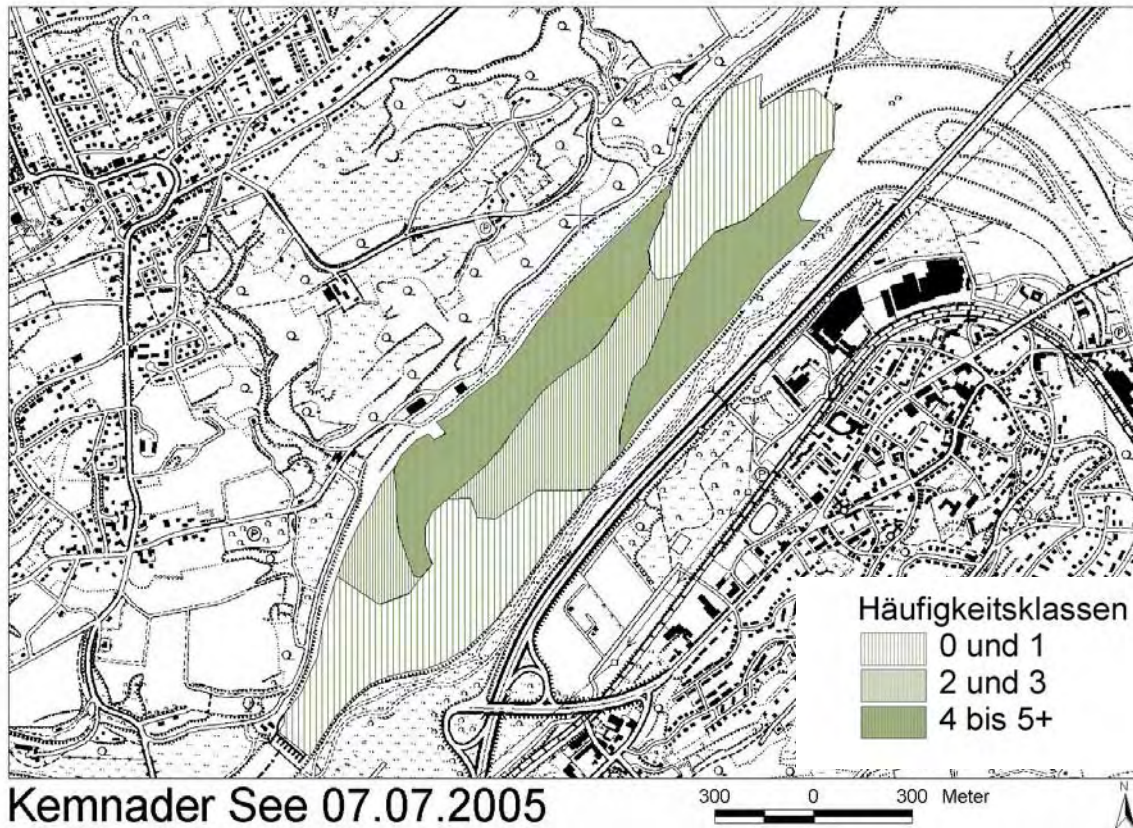


Abb. 7.1-9: Makrophytenbestände im Kemnader See am 07.07.2005: Ergebnisse der Bestandserhebung nach dem Vor-Ort-Verfahren.

Der Vergleich der Abb. 7.1-8 c, in der die Geschwindigkeitsvektoren über Grund dargestellt sind, mit Abb. 7.1-9 zeigt, dass gerade in den Bereichen mit höchsten Fließgeschwindigkeiten und kleinräumigen Verwirbelungen im Sommer die Makrophyten fehlen oder nur in geringen Dichten auftreten. Massenentwicklungen finden sich nur in Bereichen mit geringer und zum Ufer parallel ausgerichteter Strömung. Jedoch ist zu beachten, dass nicht in allen Bereichen des Kemnader Sees, in dem diese Strömungsbedingungen herrschen, die Makrophyten auch Massenbestände ausbilden. Dies bedeutet, dass Strömung in den Seen offensichtlich einen der bestandsprägenden Faktoren darstellt, diese Abhängigkeit jedoch nicht monokausal ist.

7 - Ergebnisse

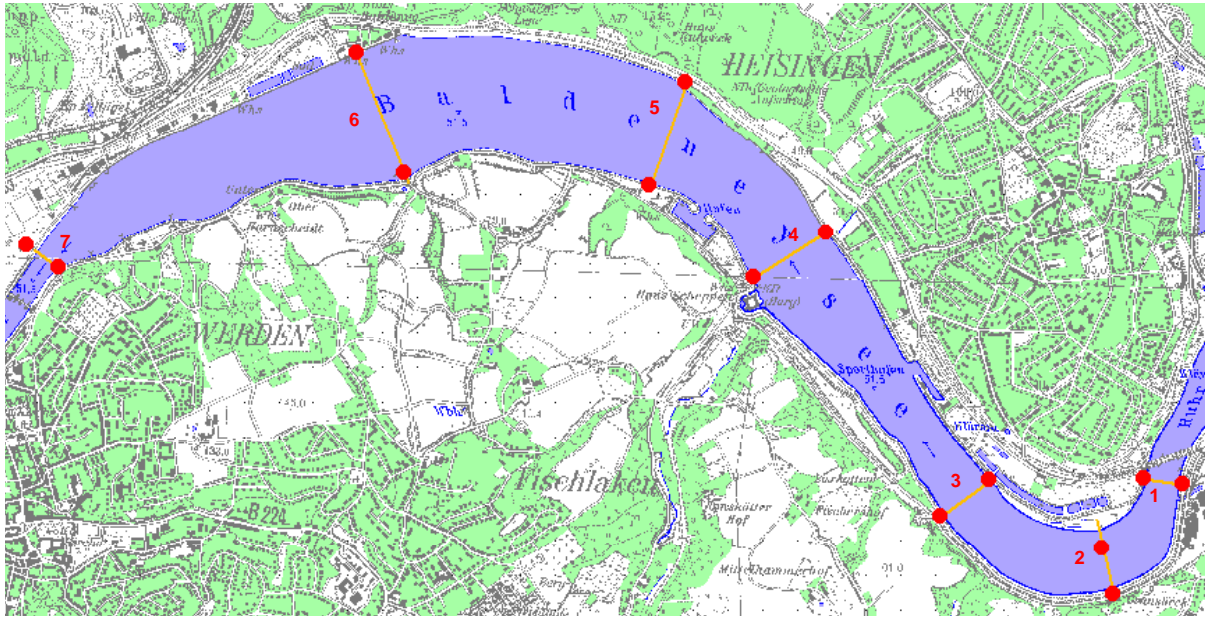
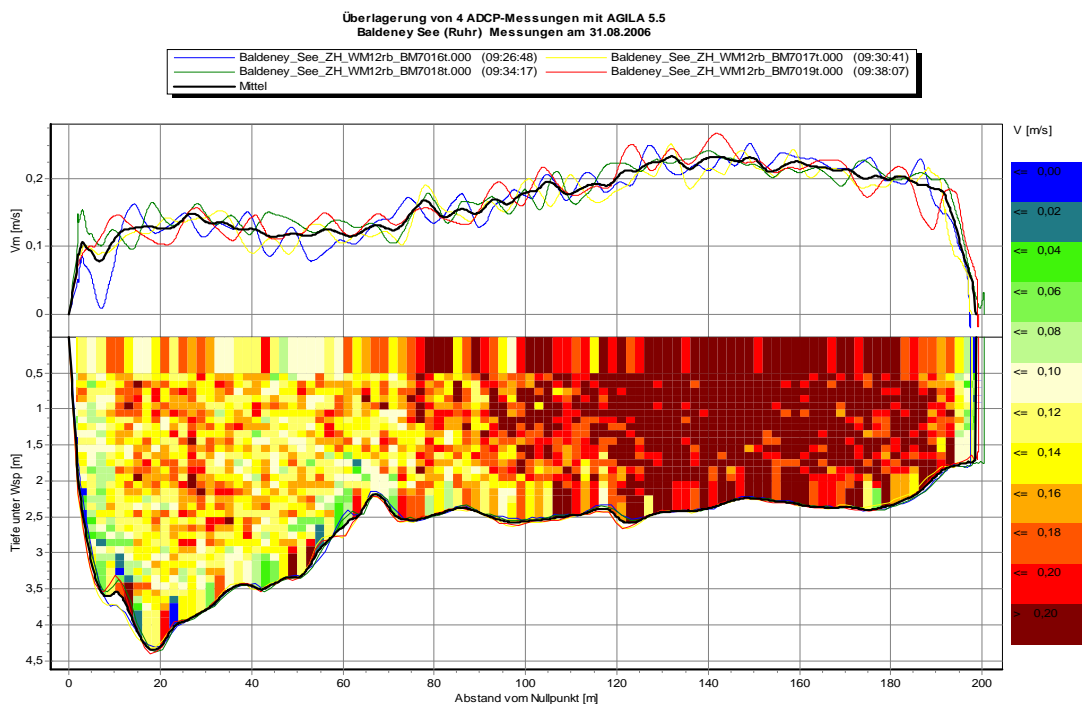


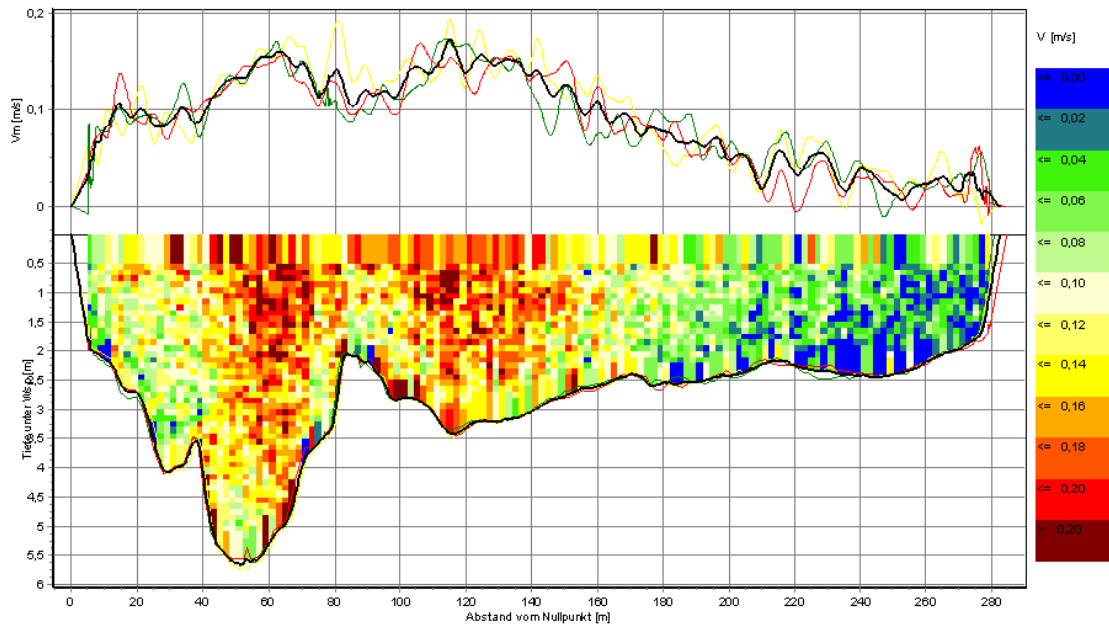
Abb. 7.1-10: Baldeneysee - Lage der Transekte der Fließgeschwindigkeitsmessungen am 31.08.2006 $Q = 72,14 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 4,2 \cdot \text{MNQ}$) und 01.09.2006 $Q = 58,28 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 3,4 \cdot \text{MNQ}$)

Abb. 7.1-10 zeigt die Lage der Transekte im Baldeneysee. Auf Grund der Größe des Sees konnten hier die Querschnitte nicht so dicht gelegt werden, dass eine flächenhafte Darstellung der Geschwindigkeitsvektoren möglich ist. Die Betrachtung erfolgt somit jeweils abschnittsbezogen, wobei im Folgenden in Abb. 7.1-11a bis 7.1-11c drei ausgewählte Bereiche dargestellt sind. Alle Ergebnisse der Fließgeschwindigkeiten in ihrer grafischen Darstellung befinden sich im Anhang.

Profil 2



Profil 3



Profil 4

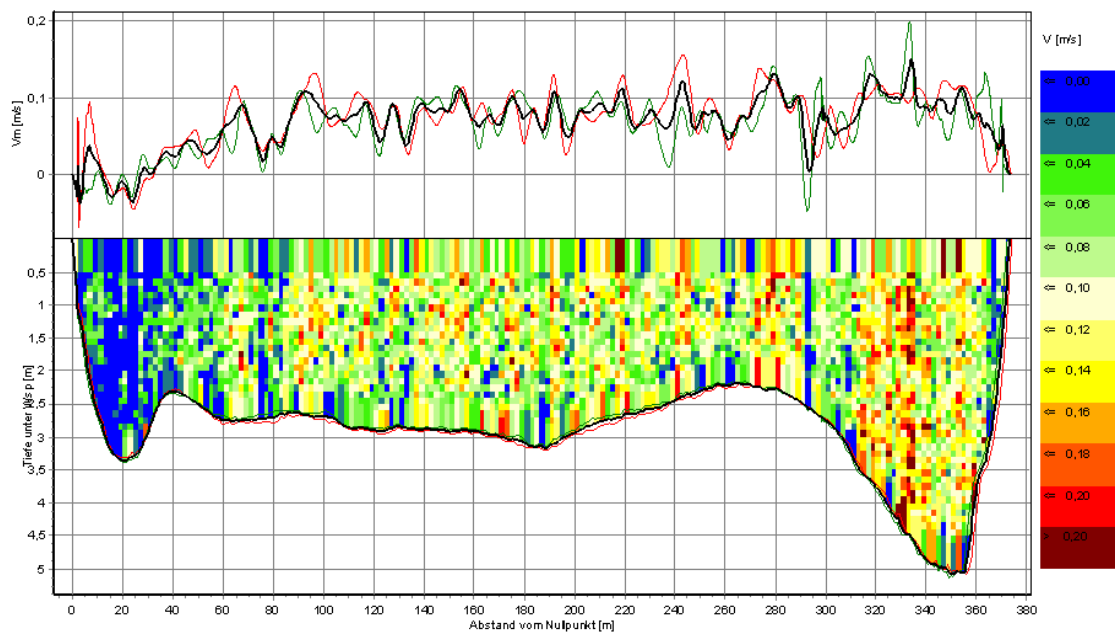


Abb. 7.1-11a bis 7.1-11c: Baldeneysee 31.08. und 01.09.2006 - Fließgeschwindigkeitsverteilung in drei ausgewählten Transekten

Die Messungen der Fließgeschwindigkeiten im Baldeneysee wurden bei einer Abflusssituation durchgeführt, die mit dem 3,4-fachem bis 4,2-fachem MNQ eine im Vergleich zu den Messungen im Kemnader See etwas höhere Abflusssituation widerspiegelt.

Profil 2 liegt im Ruhrbogen im Einlaufsbereich des Baldeneysees. Hier trat 2006 erstmals *Eloдея nuttallii* vergesellschaftet mit *Callitriche* sp. in dichten Beständen im linken Uferbereich, d.h. im Außenbogen auf. Die Verteilung der Strömungsgeschwindigkeiten liefert

hierfür eine mögliche Erklärung: während im Außenbogen bei größerer Wassertiefe mittlere Fließgeschwindigkeiten im Bereich von 0,1 m/s herrschen, steigen die Fließgeschwindigkeiten im Anfangsbereich des flacheren Gleithanges auf deutlich über 0,2 m/s. Bei diesen erhöhten Fließgeschwindigkeiten ist offensichtlich eine Besiedelung mit *Elodea nuttallii* nicht möglich.

Im Auslauf des Bogens (Profil 3) im flachen Gleithang sind die Strömungsgeschwindigkeiten reduziert und liegen bei ca. 0,05 m/s. Im flachen, strömungsberuhigten Bereich des Vogelschutzgebietes konnte sich ein flächendeckender Bestand von Gelben Teichrosen (*Nuphar lutea*) ausbilden. An seiner Grenze zur Seemitte hin trat 2006 erstmalig *Elodea nuttallii* in dichteren Beständen auf. Ihr Vorkommen ist hier auf Bereiche beschränkt, die bei den zur Zeit der Messung herrschenden Strömungsbedingungen Fließgeschwindigkeiten von 0,14 m/s nicht überschreiten. Auch im Pralluferbereich von Profil 3 sind in direkter Ufernähe die Fließgeschwindigkeiten reduziert. Hier kommt *Elodea nuttallii* vereinzelt, vergesellschaftet mit der Gelben Teichrose *Nuphar lutea* vor.

In Profil 4 wurde *Elodea nuttallii* nur am linken Ufer, vergesellschaftet mit der Gelben Teichrose nachgewiesen. Dieser Bereich ist durch fast stehendes Wasser charakterisiert. Das weitere Profil ist bis auf das ehemalige Ruhrbett im Durchschnitt ca. 2 m tief und weist Fließgeschwindigkeiten um 0,1 m/s auf. Damit unterscheidet sich dieser Bereich von dem verkrauteten Kernnader See nur durch die größere Tiefe. In Bezug auf die Fließgeschwindigkeiten herrschen dort vergleichbare Bedingungen. Das ehemalige Ruhrbett fällt in diesem Bereich des Baldeneysees bis auf 5 m Tiefe ab und weist im Mittel geringfügig höhere Fließgeschwindigkeiten, die lokal 0,2 m/s erreichen können, auf.

Fazit

Die Flusstauseen Kernnader See und Baldeneysee weisen trotz der Stauregulierung nur sehr lokal echte Stillwasserbereiche auf. Bei Abflüssen zwischen MNQ und MQ dominieren Fließgeschwindigkeiten im Bereich von 0,1 m/s. In Bereichen mit Fließgeschwindigkeiten, die bei Abflüssen zwischen MNQ und MQ 0,15 m/s überschreiten, kommt *Elodea nuttallii* nicht mehr vor. Bei Fließgeschwindigkeiten im Bereich von 0,1 m/s ist die Wassertiefe und damit die bis zum Grund dringende Lichtmenge zumindest einer der limitierenden Faktoren.

7.2 Wasserqualität

Die Ergebnisse für die Stichprobenuntersuchungen liegen für den Zeitraum Jul. 2004 bis Sept. 2006 vor. Im Jahr 2007 wurden lediglich die Daten der Messstationen ausgewertet.

7.2.1 Stichprobenuntersuchungen und kontinuierliche Messungen

Chlorophyll-a

In Abb. 7.2-1 bis 7.2-3 sind die monatlichen Durchschnittswerte der sechs Probenahmestellen als Säulendiagramme dargestellt. Ergänzend sind in Abb. 7.2-4 die an der Gewässerüberwachungsstation Essen-Werden (Auslauf Baldeneysee) gemessenen Solarstrahlungen als Monatsmittel (Basis Stundenmittel) dargestellt. Die Grafiken zeigen, dass die Chlorophyll-a-Konzentration in Fließrichtung erwartungsgemäß merklich ansteigen. So lagen die Durchschnittskonzentration in der Ruhr bei Westhofen sowie im Hengsteysee meist deutlich unter 10 µg/l. Lediglich im Juni 2005 und Juli 2006 waren mit 26 µg/l (Juni 2005) bzw. 16 µg/l (Juli 2006) höhere Werte zu verzeichnen. Der meist nur geringfügige Anstieg der Werte im Hengsteysee, bezogen auf die oberhalb gelegene Probenahmestelle Westhofen, lässt auf keine ausgeprägte Phytoplanktonproduktion im See schließen.

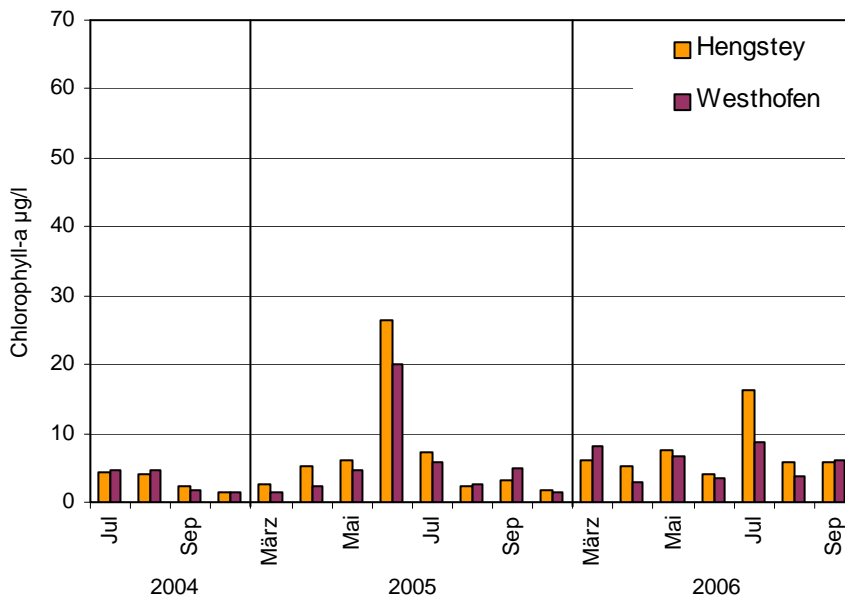


Abb. 7.2-1: Monatsdurchschnittswerte für Chlorophyll-a im Hengsteysee und in der Ruhr bei Westhofen, 2004-2006

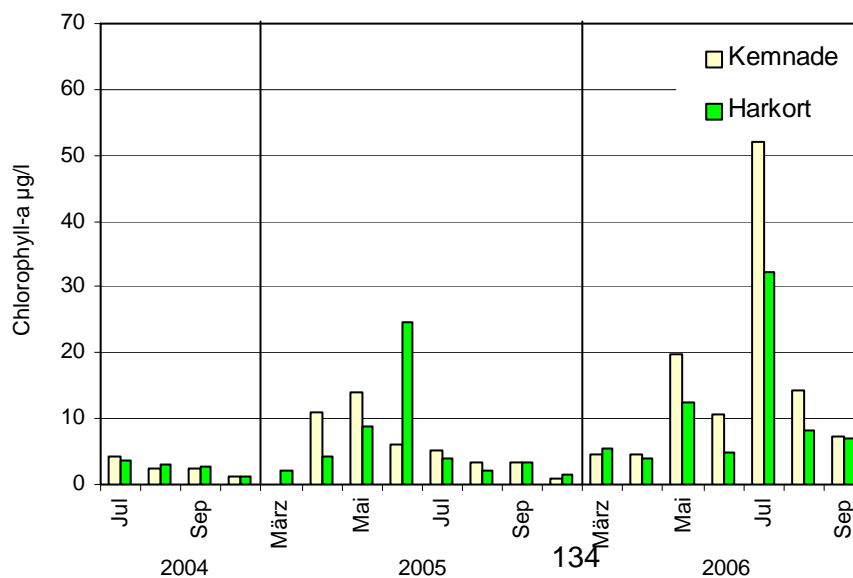


Abb. 7.2-2: Monatsdurchschnittswerte für Chlorophyll-a im Kemnader See und Harkortsee, 2004-2006

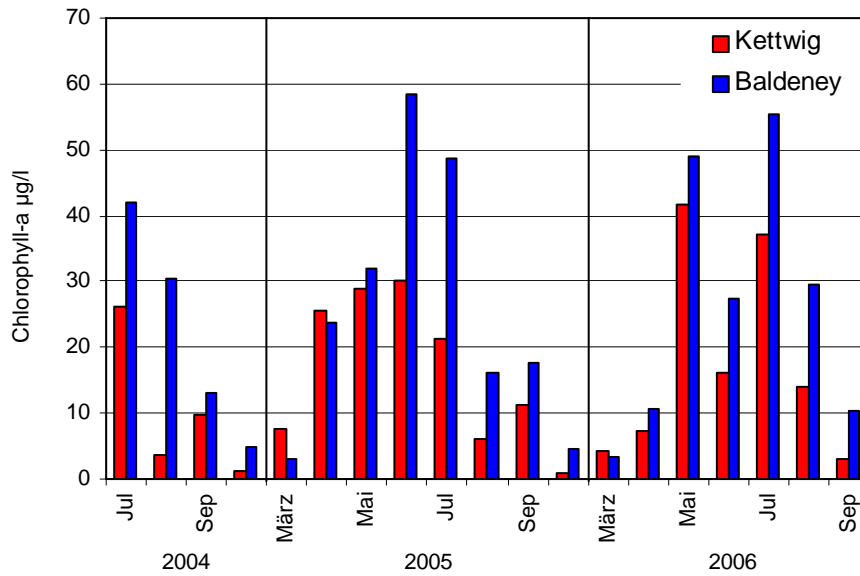


Abb. 7.2-3: Monatsdurchschnittswerte für Chlorophyll-a im Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006

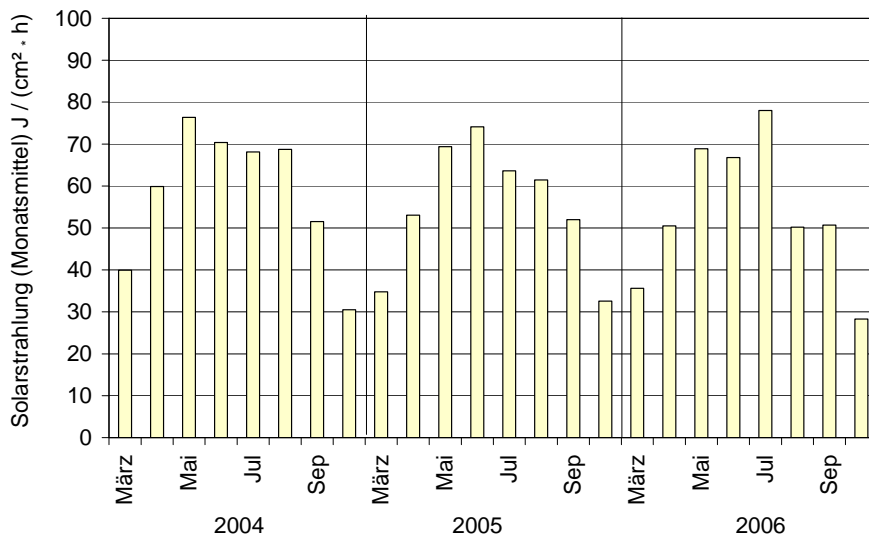


Abb. 7.2-4: Monatliche Durchschnittswerte der Solarstrahlung während der Vegetationsperiode, Station Essen-Werden 2004-2006

Im unterhalb gelegenen Harkortsee lagen die Chlorophyll-a-Gehalte insgesamt auf einem etwas höheren Niveau, wobei aber auch hier nur in drei Monaten mehr als 10 µg/l als Monatsmittel gemessen wurden. Die höchsten Werte betragen 25 µg/l (Juni 2005), 13 µg/l (Mai 2006) bzw. 32 µg/l (Juli 2006), wobei Spitzenwerte bis zu 56 µg/l auftraten. Im Kemnader See wurde im Juli 2006 eine maximale Konzentration von 69 µg/l bei einem Monatsmittel von 52 µg/l gemessen. In diesem Zeitraum wurde mit 78 J / (cm²·h) auch die höchste durchschnittliche Solarstrahlung des Berichtszeitraumes registriert. Insgesamt lagen die mittleren Chlorophyll-a-Gehalte im Kemnader See, von wenigen Ausnahmen abgesehen, über den entsprechenden Werten des Harkortsees. Beispielsweise wurden hier in sechs Monaten mehr als 10 µg/l Chlorophyll-a gemessen, im Harkortsee wurde dieser Wert nur in drei Monaten überschritten.

Als größter der Ruhrstauseen weist der Baldeneysee die längste Aufenthaltszeit auf. Die damit verbundene intensivere Ausnutzung der Strahlungs- und Temperaturbedingungen führt hier in der Regel zu den höchsten Chlorophyll-a-Konzentrationen in der gesamten Ruhr. Frühere Untersuchungen hatten Algenkonzentrationen von ca. 5 – 10 g TS/m² entsprechend 150 bis 300 µg/l Chlorophyll ergeben (NUSCH 1982). Diese hohen Konzentrationen wurden jedoch in den letzten Jahren nicht mehr erreicht. Bezogen auf die wöchentlichen Stichproben von Juli 2004 bis September 2006 stiegen die Einzelwerte nicht über 100 µg/l. Der höchste Monatsdurchschnitt betrug 58 µg/l (Juni 2005), gefolgt vom Juli 2006 mit 56 µg/l. Aber auch in anderen Monaten, wie beispielsweise Juli 2004 und 2005 sowie Mai 2006, waren vergleichsweise hohe Gehalte festzustellen. Insgesamt blieben die Werte nur in vier von 20 Monaten unter 10 µg/l. Die Situation im Kettwiger Stausee war annähernd mit dem Baldeneysee vergleichbar, jedoch lagen die Werte auf einem insgesamt etwas niedrigeren Niveau. Insbesondere im Juni und Juli 2005 wurden die hohen Konzentrationen wie im Baldeneysee nicht erreicht.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die durchschnittlichen Chlorophyll-a-Gehalte von den Stauseen der mittleren Ruhr bis zum Baldeneysee merklich ansteigen. Es ist bekannt, dass die biologische Vorgeschichte des Baldeneysees bereits in der oberen Ruhr beginnt, da der See aus den oberhalb gelegenen Stauseen mit zahlreichen Algenzellen angeimpft wird. Die fünf Ruhrstauseen der mittleren und unteren Ruhr sind daher nicht als einzelne Stauseen, sondern als Gesamtsystem zu betrachten (IMHOFF 1980). Zudem bietet die verlängerte Aufenthaltszeit günstigere Bedingungen für die Planktonproduktion. Im unterhalb des Baldeneysees gelegenen Kettwiger See liegen die Werte fast ausnahmslos auf einem niedrigeren Niveau. Diese Abnahme ist in erster Linie auf die Dezimierung durch das Zooplankton, aber auch den Abbau der Biomasse auf dem Flussabschnitt zwischen den beiden Seen zurückzuführen.

Die in der Wachstumsphase von *Elodea nuttallii* im Längsverlauf der Ruhrstauseen zunehmende Chlorophyll-a-Konzentrationen als Maß für die Phytoplankton-Konzentration mit den höchsten Werten im Baldeneysee ist ein Indiz dafür, dass Licht- und Nährstoffkonkurrenz zwischen Makrophyten und Phytoplankton als weitere, die Verteilung der Makrophytenbestände zu erklärende Größe, berücksichtigt werden muss.

o-Phosphor und Gesamtphosphor

In Abb. 7.2-5 bis 7.2.7 sind die monatlichen Durchschnittskonzentrationen für o-Phosphat-Phosphor, in 7.2-8 bis 7.2.10 die Durchschnittskonzentrationen für Gesamtphosphor als Säulendiagramme dargestellt. Demnach weisen die Gehalte des Pflanzennährstoffes Phosphor sowohl in der pflanzenverfügbaren Form als o-Phosphat als auch als Gesamtphosphor an allen Messstellen keine bedeutenden Unterschiede auf. Die schwankenden Konzentrationsverläufe innerhalb der Perioden zeigen für beide betrachteten Phosphorfraktionen eine ähnliche zeitliche Entwicklung und sind in erster Linie auf die unterschiedlichen Abflüsse zu den entsprechenden Zeiten und somit auf Verdünnungseffekte zurückzuführen.

7 - Ergebnisse

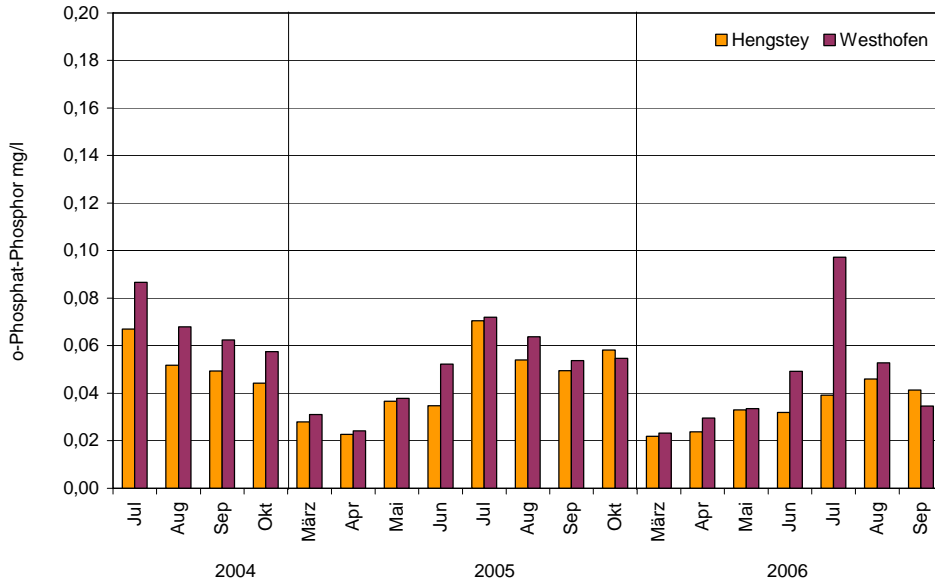


Abb. 7.2-5: Monatliche Durchschnittskonzentration für o-PO₄-P während der Vegetationsperiode, Hengsteysee und Ruhr bei Westhofen 2004-2006

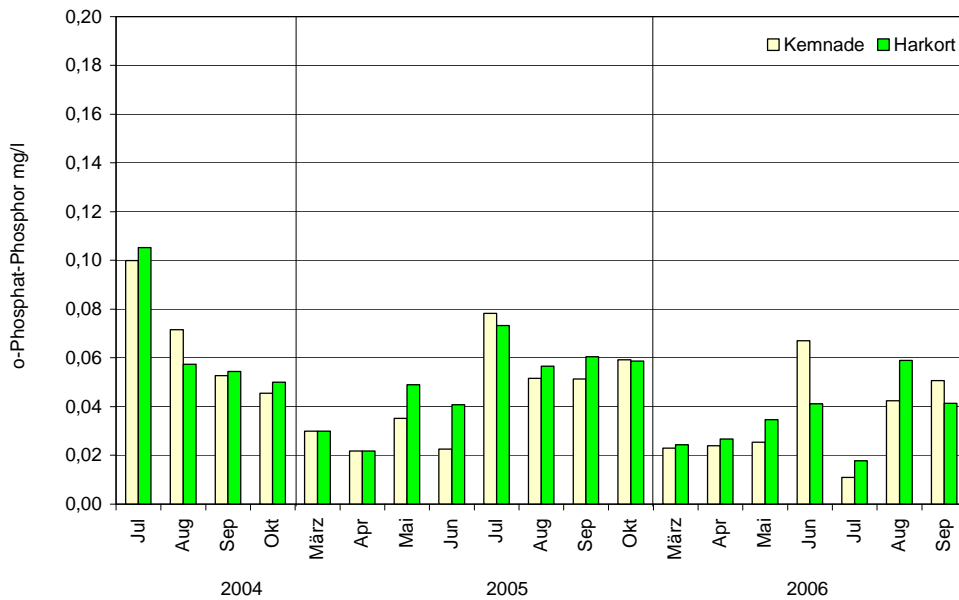


Abb. 7.2-6: Monatliche Durchschnittskonzentration für o-PO₄-P während der Vegetationsperiode, Kemnader See und Harkortsee 2004-2006

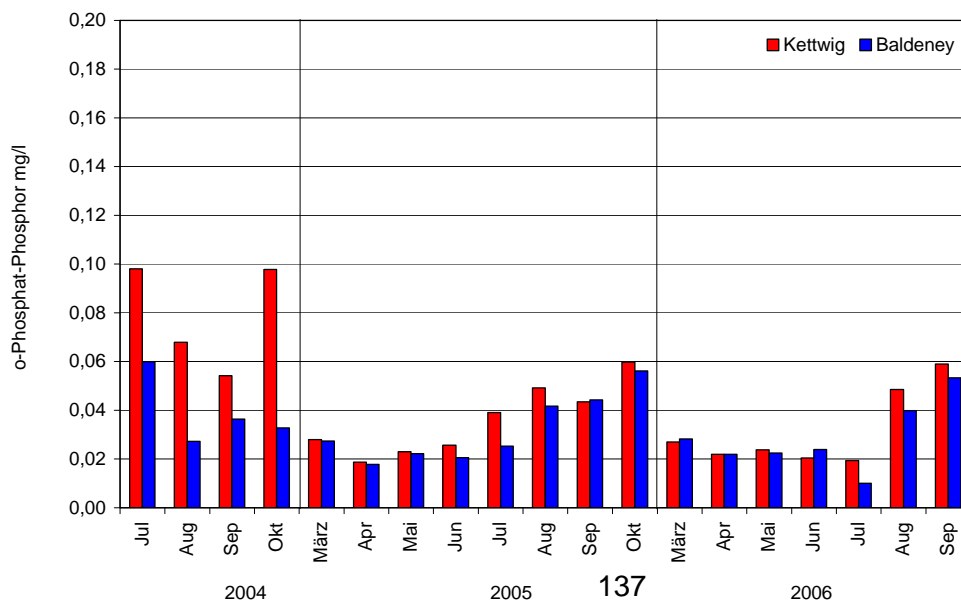


Abb. 7.2-7: Monatliche Durchschnittskonzentration für o-PO₄-P während der Vegetationsperiode, Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006

7 - Ergebnisse

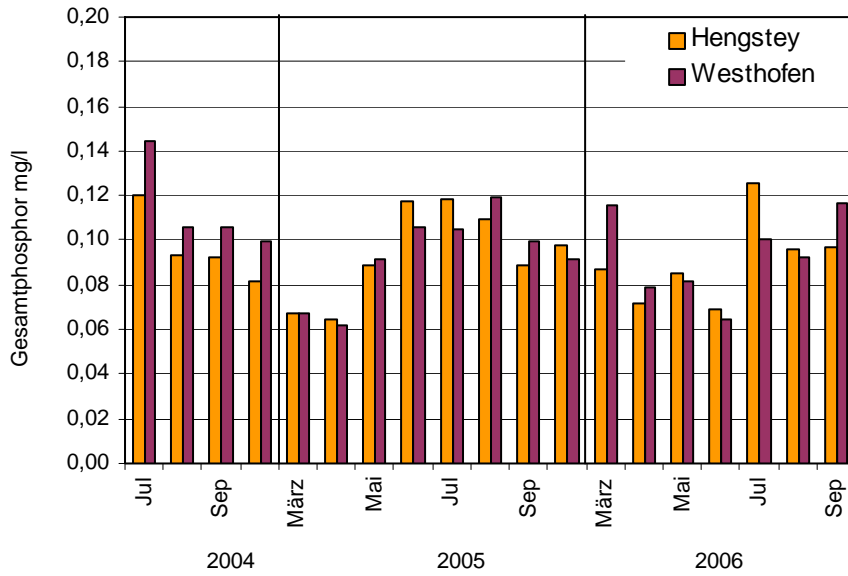


Abb. 7.2-8: Monatliche Durchschnittskonzentration für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode, Hengsteysee und Ruhr bei Westhofen 2004-2006

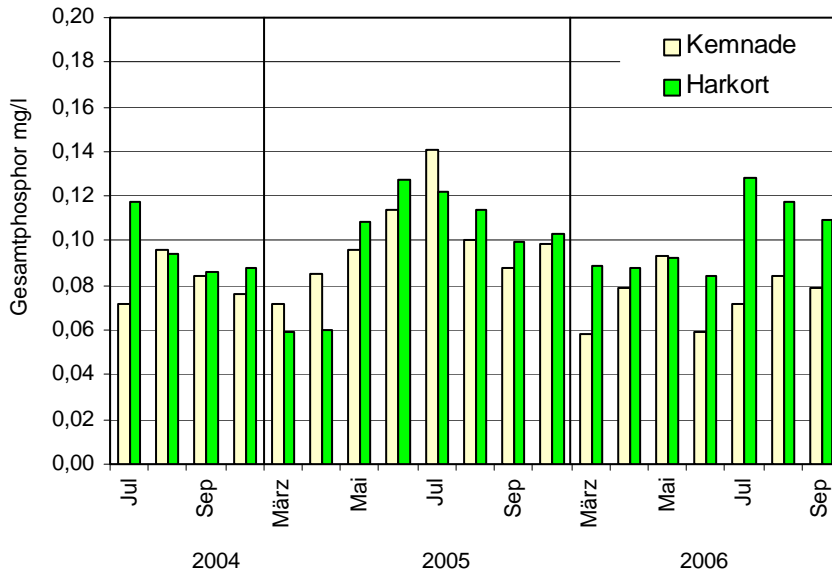


Abb. 7.2-9: Monatliche Durchschnittskonzentration für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode, Kemnader See und Harkortsee 2004-2006

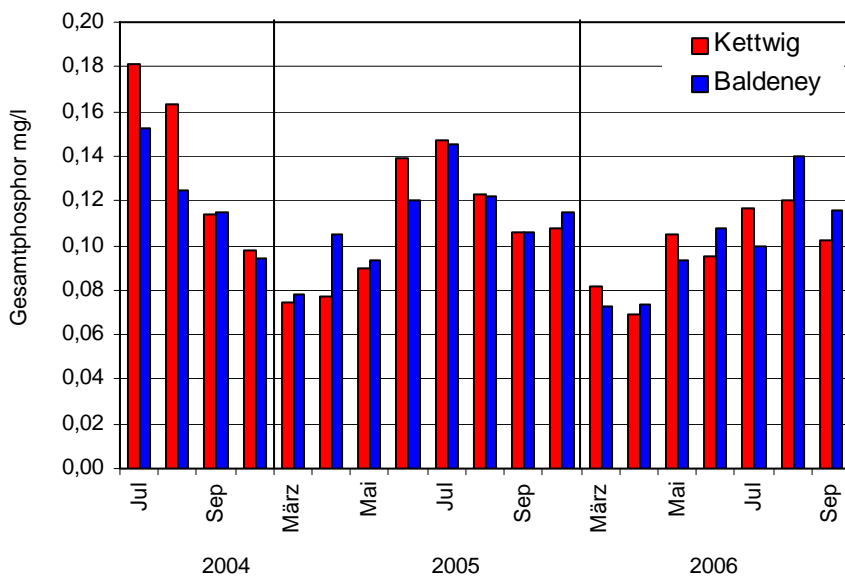


Abb. 7.2-10: Monatliche Durchschnittskonzentration für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode, Kettwiger See und Baldeneysee 2004-2006

Würden die Makrophyten-Massenentwicklungen die Phosphordynamik in der Ruhr deutlich beeinflussen, sollten sich deutliche Unterschiede zwischen den Seen mit Makrophyten-Massenbeständen und dem phytoplankton-dominierten Baldeneysee zeigen. Das pflanzenverfügbare Phosphat sollte in der Vegetationsperiode in den oberen drei Stauseen von den Makrophyten aufgenommen und als Biomasse festgelegt werden und damit der fließenden Welle entzogen sein. In dem phytoplankton-dominierten Baldeneysee sollte hingegen das verfügbare o-Phosphat von den planktischen Algen aufgenommen und damit als partikulär gebundener Phosphor noch in der fließenden Welle nachweisbar sein. Im Jahr 2006, bei Ausbleiben von Makrophyten-Massenbeständen, sollte der Unterschied zwischen dem Baldeneysee und den makrophyten-dominierten Flusstausen geringer sein, da die Festlegung in Pflanzenbiomasse nur in sehr geringem Maße erfolgte. Die überschlägige Berechnung des partikulär gebundenen Phosphors als Differenz zwischen Gesamtphosphor und o-Phosphat-Phosphor (unter bewusster Vernachlässigung der organisch gelösten Polyphosphate) bestätigt diese Tendenz in der Vegetationsperiode der Jahre 2004 und 2005 mit *Elodea*-Massenbeständen im Vergleich zu dem makrophyten-armen Jahr 2006 (vgl. Tabelle 7.2-1).

Tab. 7.2-1: Mittelwerte des partikulär gebundenen Phosphors in der Vegetationsphase im Hengsteysee, Kemnader See und Baldeneysee im Vergleich zwischen den Jahren 2004 und 2005, die durch Makrophyten-Massenentwicklungen gekennzeichnet waren, zu dem Jahr 2006, in dem diese Bestände ausblieben.

	Hengsteysee part.-P [mg/l]	Harkortsee part.-P [mg/l]	Kemnader See part.-P [mg/l]	Baldeneysee part.-P [mg/l]
2004 und 2005	0,055	0,045	0,044	0,083
2006	0,054	0,066	0,062	0,070

Auffällig ist in Tabelle 7.2-1 der nur geringe Unterschied im Hengsteysee zwischen dem Mittelwert des Jahres 2006 zu den beiden anderen Jahren mit ausgedehnten *Elodea nuttallii*-Massenbeständen. Ursache hierfür ist die Lage im Längsverlauf. Als erster der fünf Ruhrstauseen spielt im Hengsteysee der anorganische Anteil des partikulären Phosphors (z.B. an Tonminerale adsorbierter Phosphor) eine deutlich größere Rolle als in den unterhalb liegenden Seen, in denen diese Fraktion des partikulären Phosphors zu einem großen Teil durch Sedimentation aus der fließenden Welle entfernt wurde. Harkortsee und Kemnader See zeigen jedoch für das Jahr 2006 deutlich, dass hier weniger Phosphor in Pflanzenbiomasse und dafür mehr in planktischer Algenbiomasse festgelegt wurde, so dass der durchschnittliche Gehalt an partikulärem Phosphor erhöht ist.

In Abb. 7.2-11 ist der pflanzenverfügbare Anteil des Phosphors als Verhältnis von o-Phosphat-Phosphor (o-PO₄-P) zu Gesamtphosphor (TP) in einem Spannweitendiagramm dargestellt.

Dabei entsprechen die äußeren Begrenzungen den Minimal- bzw. Maximalwerten und die Raute den Durchschnittswerten des Berichtszeitraumes. Die Grafik verdeutlicht, dass auf dem Abschnitt von Westhofen bis zum Kemnader See durchschnittlich knapp die Hälfte des Phosphors als o-Phosphat vorliegt. Bei hohen Chlorophyll-a-Gehalten, d.h. zu Zeiten verstärkter Phytoplanktonproduktion, sinkt dieser Anteil kurzzeitig bis auf 10 % ab. Zu Beginn

der Vegetationsperiode, bzw. nach dem Zusammenbruch von Algenmassenentwicklungen, beträgt der Anteil etwa 70 bis 80 %.

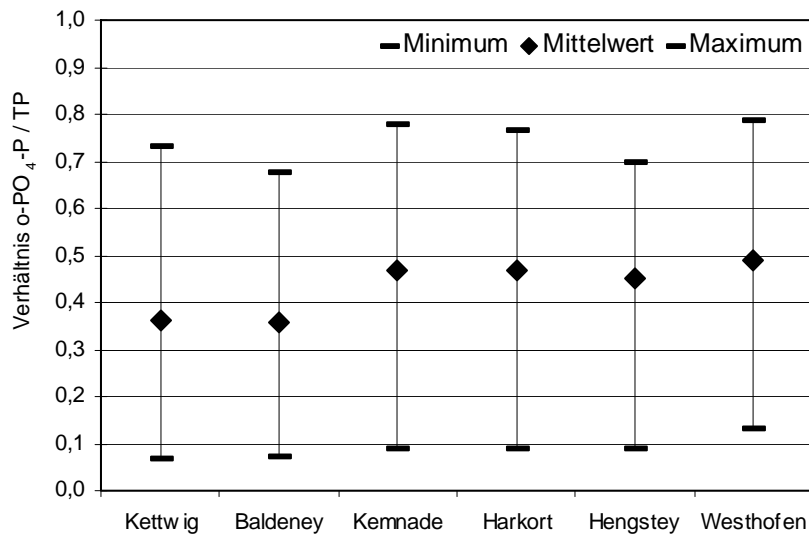


Abb. 7.2-11:
Pflanzen verfügbarer
Phosphor als Verhältnis
o-PO₄-P zu TP an den
Untersuchungsstellen,
2004-2006

Im Baldeneysee sowie im Kettwiger See beträgt der durchschnittliche Anteil an o-Phosphat rund ein Drittel des Gesamtphosphors, was auf die höhere Phytoplanktonproduktion in diesen beiden Seen zurückzuführen ist. Bei hohen Algendichten wird annähernd der gesamte direkt verfügbare Phosphor von den Pflanzen aufgenommen, so dass zu diesen Zeiten die Konzentrationen unter die Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/l o-PO₄-P sinken.

Nitrat-Stickstoff

Bei Nitrat-Stickstoff wird bereits seit einigen Jahren eine Tendenz abnehmender Werte beobachtet (RUHRVERBAND 2003). So wurden in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) Anfang der neunziger Jahre noch durchschnittlich mehr als 5 mg/l NO₃-N gemessen. 2006 betrug das Jahresmittel dort 3,0 mg/l, was einem Rückgang von 40 % entspricht. Während der Sommerhalbjahres waren es 2,5 mg/l (RUHRVERBAND 2006).

Die im Rahmen der wöchentlichen Stichproben ermittelten NO₃-N-Gehalte liegen im Wesentlichen in ähnlicher Größenordnung wie diejenigen aus der Ruhr bei Essen-Rellinghausen. Auf dem Ruhrabschnitt von Westhofen bis zum Kernnader See war im gesamten Berichtszeitraum nur eine relativ geringe Bandbreite der Monatswerte zu verzeichnen, wobei die niedrigsten Werte in den Sommermonaten des Jahres 2006 auftraten (Abb. 7.2-12 bis 7.2-14). Zu dieser Zeit sanken die Werte im Harkortsee und im Kernnader See an einzelnen Tagen bis unter 2 mg/l NO₃-N. Vor dem Einsetzen des Algenwachstums wurden hier etwa 3,7 mg/l gemessen.

7 - Ergebnisse

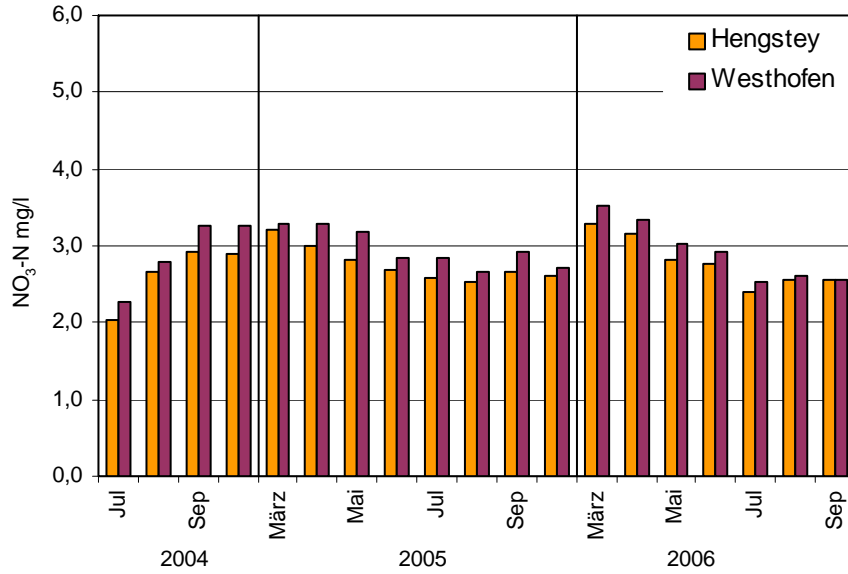


Abb. 7.2-12: Monatsdurchschnittswerte für Nitrat-Stickstoff im Hengsteysee und in der Ruhr bei Westhofen, 2004-2006

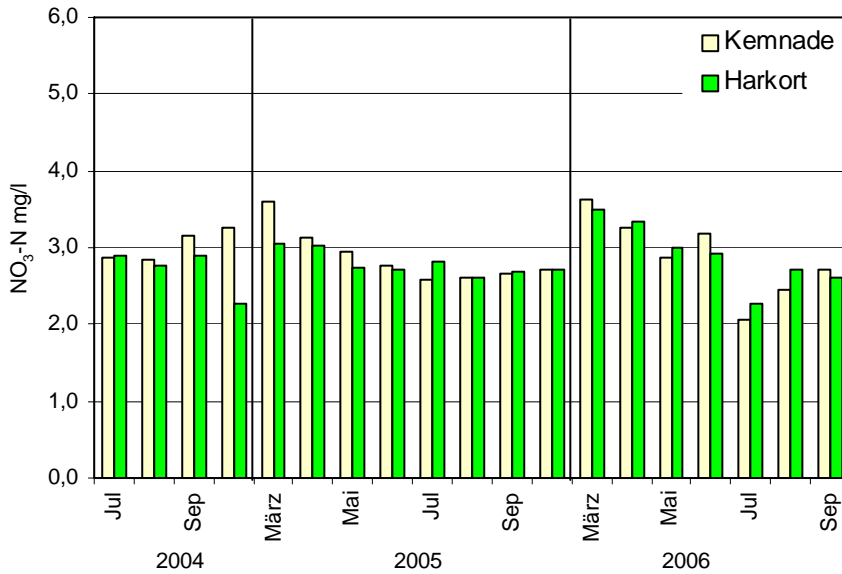


Abb. 7.2-13: Monatsdurchschnittswerte für Nitrat-Stickstoff im Kemnader See und Harkortsee, 2004-2006

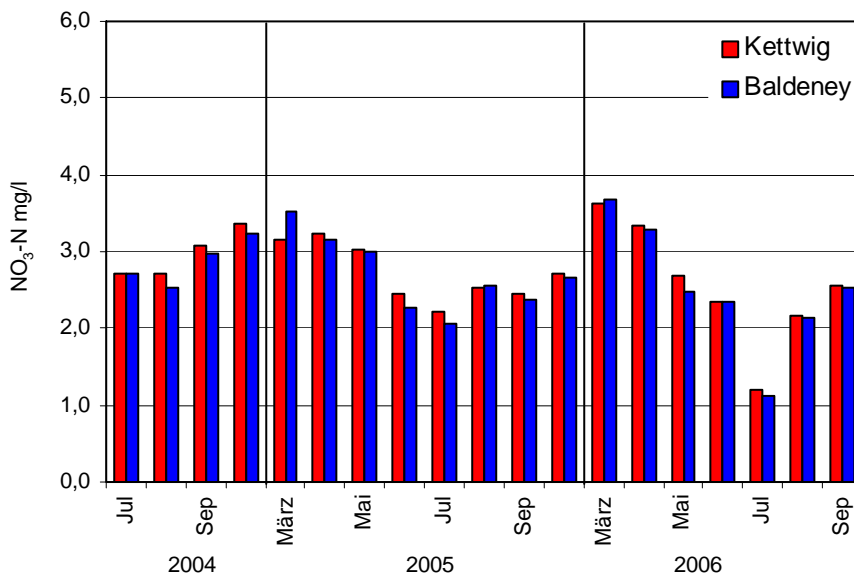


Abb. 7.2-14: Monatsdurchschnittswerte für Nitrat-Stickstoff im Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006

In den beiden unteren Stauseen war ein noch deutlicherer Einfluss des Algenwachstums auf die Nitrat-Stickstoffgehalte erkennbar. Insbesondere im Juli 2006, als hier die höchsten Chlorophyll-a-Gehalte gemessen wurden, sanken die Werte deutlich ab (Abb. 7.2-15). Bei einem Monatsdurchschnitt von 1,1 mg/l (Baldeney) bzw. 1,2 mg/l (Kettwig) traten kurzzeitig Minimalwerte unter 1 mg/l auf (Abb. 7.2-14).

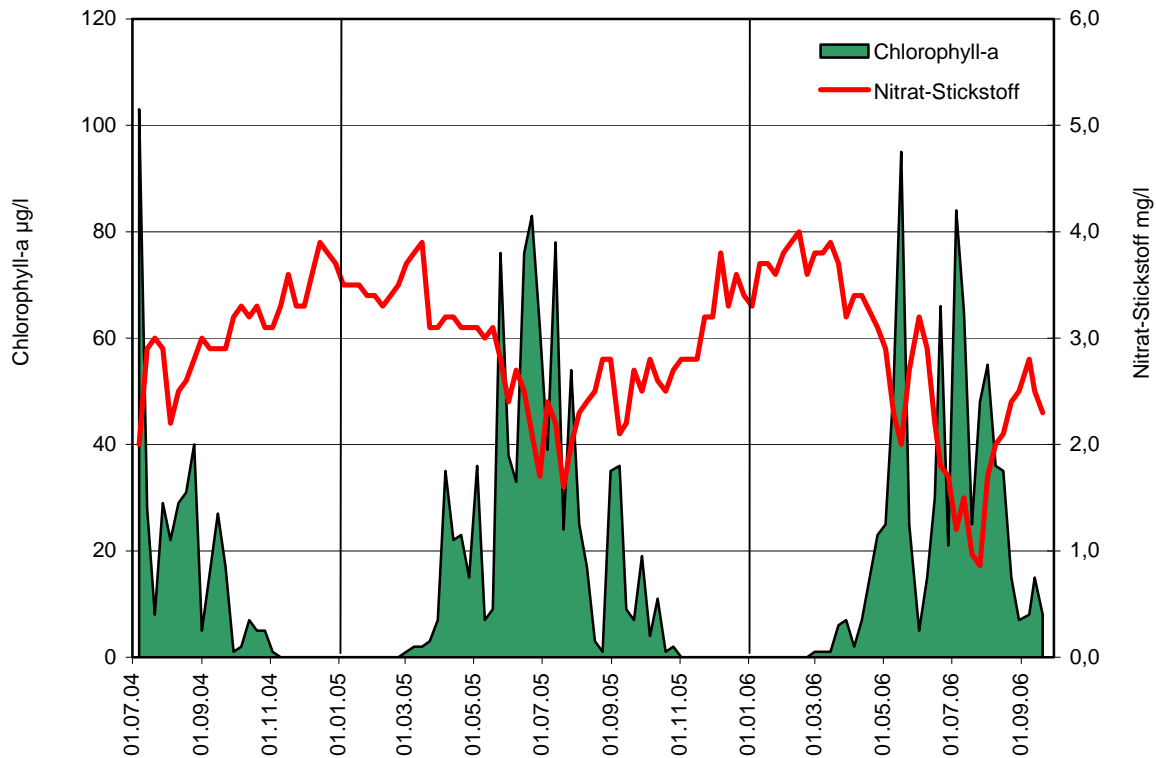


Abb. 7.2-15: Zeitlicher Verlauf der Gehalte für Nitrat-Stickstoff und Chlorophyll-a im Baldeneysee

Silicat-Silicium

Gelöstes Silicat wird zum Aufbau der Kieselalgenschalen benötigt, so dass die niedrigsten Werte analog zu den anderen Nährstoffen in der Vegetationsperiode gefunden werden. Die Abb. 7.2-16 bis 7.2-18 zeigen die monatlichen Durchschnittswerte an den sechs Probenahmestellen als Säulendiagramm. Dabei zeigt sich, dass die niedrigsten Werte analog zum Nitrat im Juli 2006 im Baldeneysee und im Kettwiger See gefunden wurden. In diesem Monat sowie im Mai 2006 sanken die Werte hier kurzzeitig unter die Bestimmungsgrenze von 0,3 mg/l. Die durchschnittlichen Konzentrationen betragen im Kettwiger See und Baldeneysee etwa 1,7 mg/l, bzw. 1,9 mg/l an den übrigen Probenahmestellen.

Während Makrophyten-Massenbestände in den oberen drei Stauseen durch ihre Nährstoffaufnahme dazu beitragen, das Angebot für das Phytoplankton in dem im Längsverlauf der Ruhr weiter unterhalb gelegenen Seen zu minimieren, spielt die Stoffwechselaktivität der Makrophyten für den Silicium-Haushalt der Ruhr keine Rolle.

7 - Ergebnisse

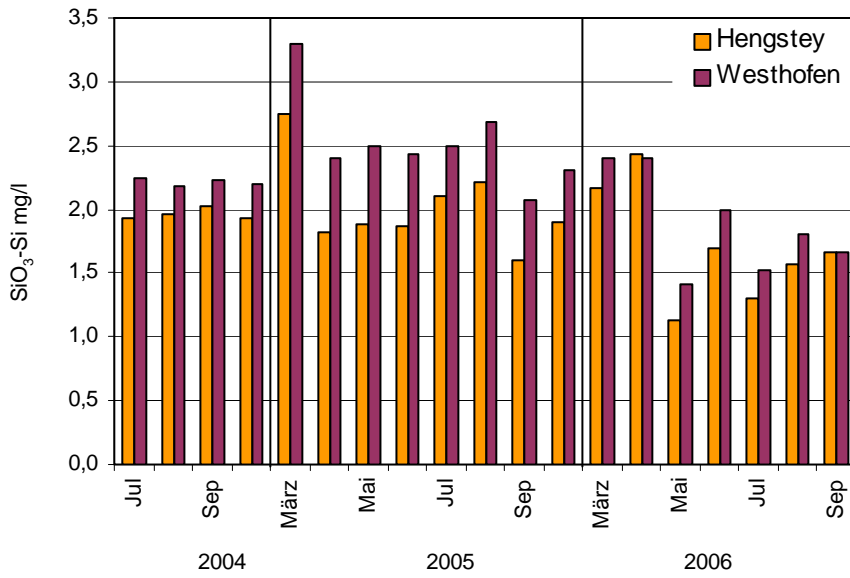


Abb. 7.2-16: Monatsdurchschnittswerte für Silicium im Hengsteysee und in der Ruhr bei Westhofen

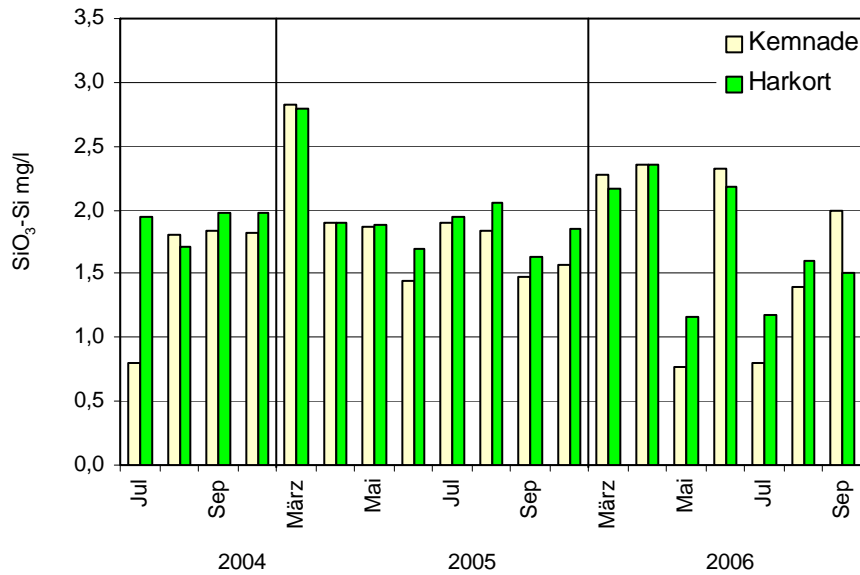


Abb. 7.2-17: Monatsdurchschnittswerte für Silicium im Kemnader See und Harkortsee

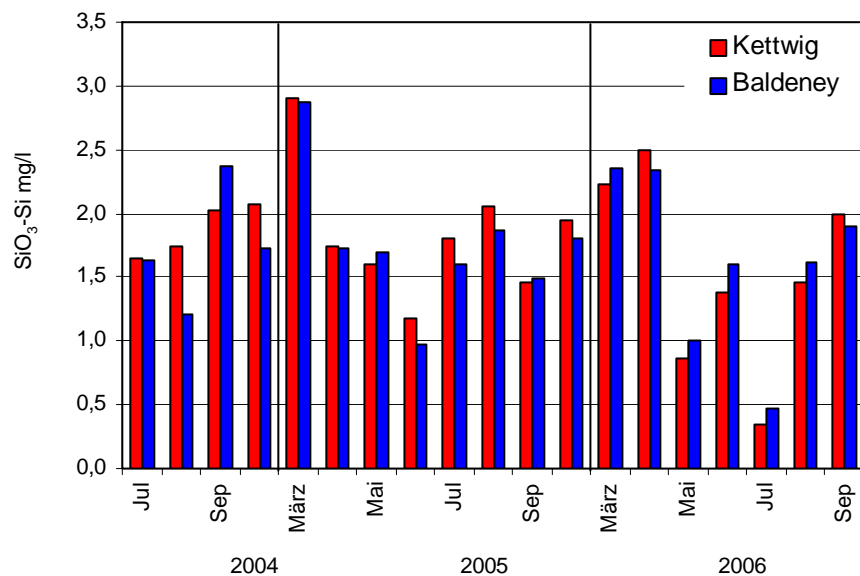


Abb. 7.2-18: Monatsdurchschnittswerte für Silicium im Kettwiger See und Baldeneysee

Kohlenstoff

Das Vorhandensein von Kohlenstoff im Gewässer ist die Grundvoraussetzung zum Aufbau von Biomasse. Kohlenstoff liegt im Gewässer im Wesentlichen als anorganisch gelöster Kohlenstoff (DIC), organisch gelöster Kohlenstoff (DOC) und partikulärer organisch gebundener Kohlenstoff (POC) vor. Der wichtigste Baustein zum Aufbau von Biomasse ist der DIC, der in Abhängigkeit des pH-Wertes in wechselnden Anteilen als CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-}

(Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht) vorliegt. Bevorzugte Quelle dieser drei Komponenten für die Fotosynthese ist das CO_2 .

Im Januar 2006 wurde die Bestimmung der Parameter Basenkapazität (KB 8,2) und Säurekapazität (KS 4,3) in das wöchentliche Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die KB 8,2-Werte sind dabei den Gehalten an freiem CO_2 , die KS 4,3-Werte den Gehalten an Hydrogencarbonat gleichgesetzt. Die CO_2 -Gehalte sind in Abb. 7.2-19 (Winterhalbjahr) und 7.2-20 (Vegetationsperiode), die Hydrogencarbonat-Gehalte in den Abb. 7.2-21 (Winterhalbjahr) und 7.2-22 (Vegetationsperiode) jeweils als Spannweitendiagramm dargestellt. Die äußeren Begrenzungen entsprechen dabei den Minimal- bzw. Maximalwerten, der mittlere Punkt den Mittelwerten aller Einzelergebnisse. Gemessen wurde in den Ein- (jeweils rechte Spannweitenlinie) und Auslaufbereichen (jeweils linke Spannweitenlinie) der fünf Stauseen. Analoge Darstellungen existieren für den pH-Wert (Abb. 7.2-23 und 7.2-24).

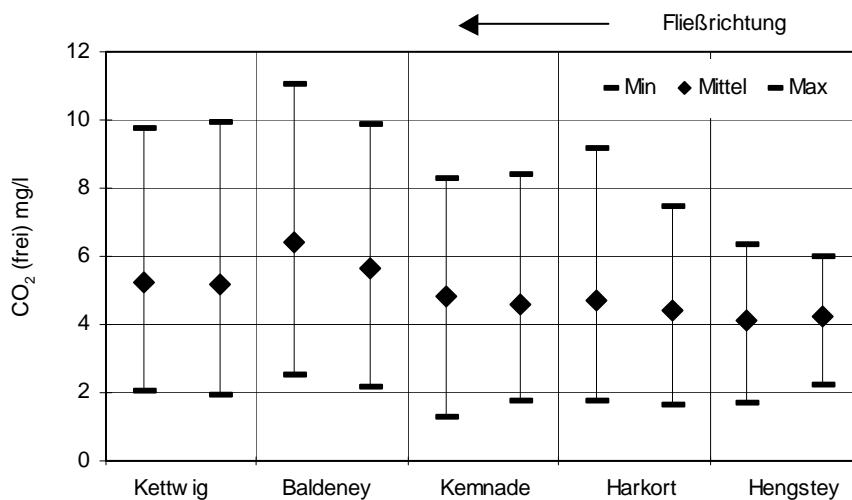


Abb. 7.2-19: Statistische Daten der Gehalte an freiem CO_2 in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Winterhalbjahr 2006

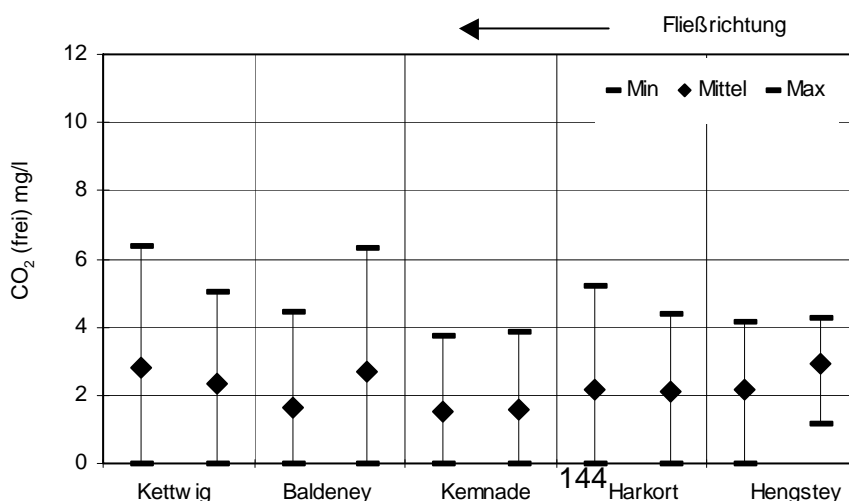


Abb. 7.2-20: Statistische Daten der Gehalte an freiem CO_2 in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Sommerhalbjahr 2006

7 - Ergebnisse

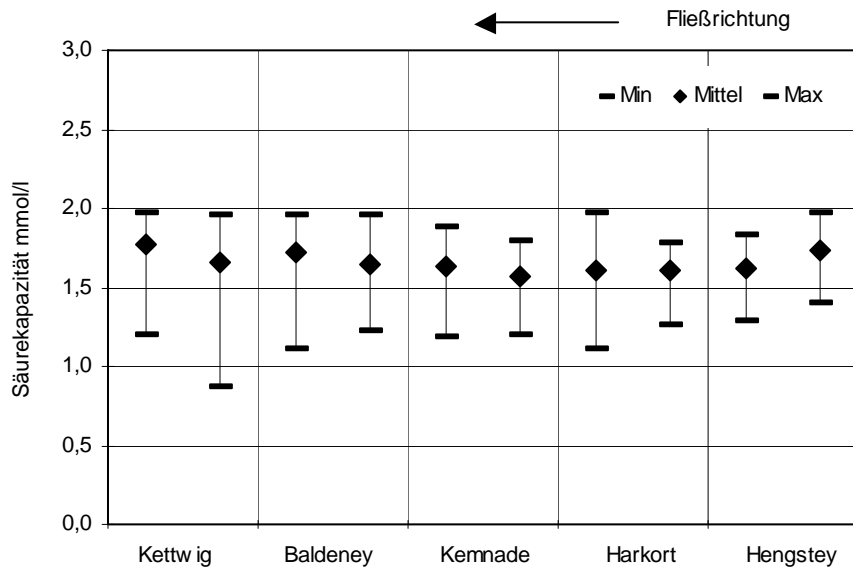


Abb. 7.2-21:
Statistische Daten der Säurekapazität in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Winterhalbjahr 2006

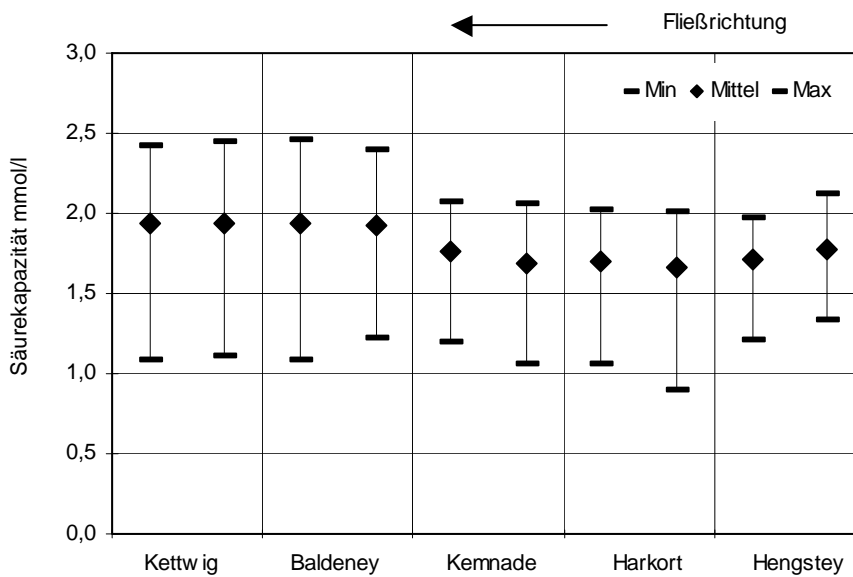


Abb. 7.2-22:
Statistische Daten der Säurekapazität in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Sommerhalbjahr 2006

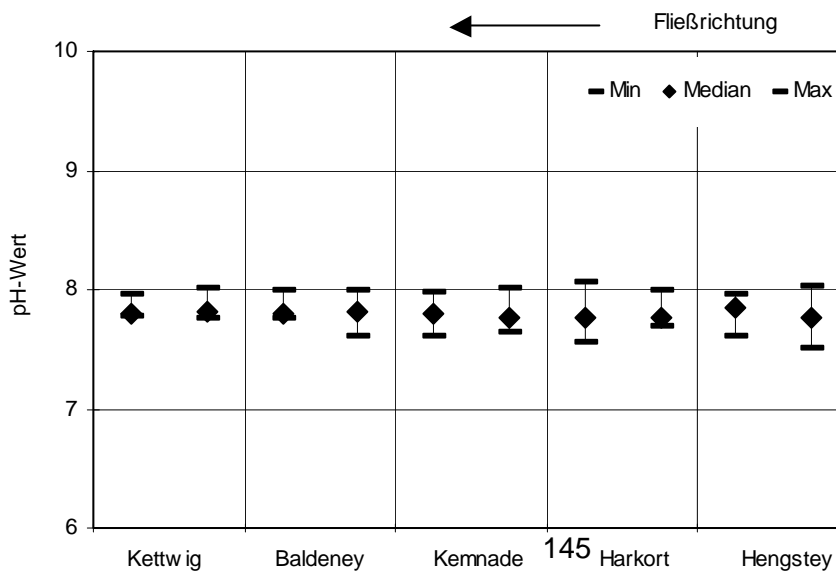


Abb. 7.2-23:
Statistische Daten der pH-Werte in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Winterhalbjahr 2006

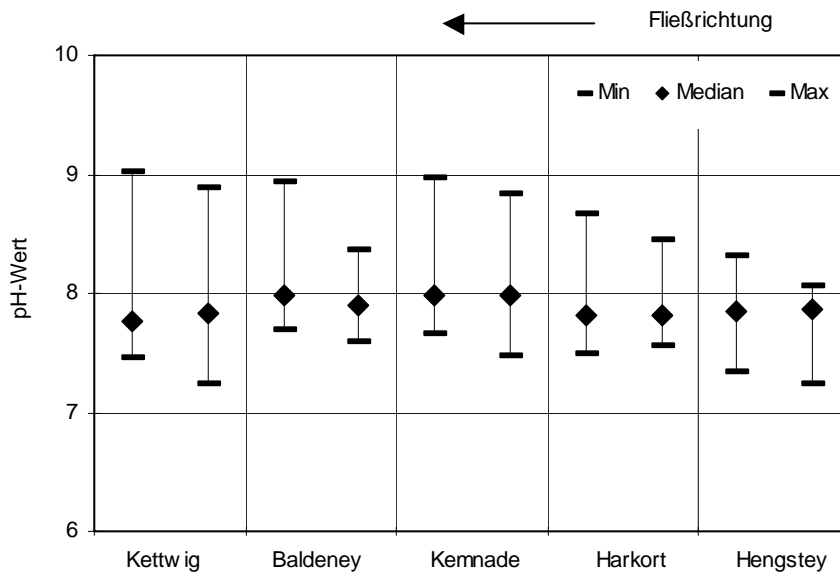


Abb. 7.2-24:
Statistische Daten der
pH-Werte in den
Ein- und
Auslaufbereichen der
Ruhr-Stauseen,
Sommerhalbjahr 2006

Insbesondere in den Wintermonaten unterliegen die Gehalte an freiem CO_2 einer hohen Variabilität, was in erster Linie in den höheren und wechselnden Abflüssen dieses Zeitraumes begründet ist. Zudem ist eine Zunahme der Bandbreite in Fließrichtung erkennbar.

So bewegten sich die Werte im Hengsteysee etwa zwischen 2 und 6 mg/l, im Baldeneysee waren es rund 2 bis 11 mg/l. Während der Vegetationsperiode (März bis Oktober) war das Konzentrationsniveau deutlich niedriger, was neben den geringeren Abflüssen hauptsächlich auf den Entzug durch die Bildung von Biomasse zurückzuführen ist. Zeitweise war das gesamte freie CO_2 aufgebraucht, was sich naturgemäß in höheren pH-Werten widerspiegelte. Letztere betragen in den Wintermonaten annähernd 7,9 bei einer Bandbreite von 7,8 bis 8 (Abb. 7.2-23). Mit Beginn der Vegetationsperiode war, insbesondere in den unteren Stauseen, eine merklich größere Bandbreite zu verzeichnen (Abb. 7.2-24), die z.B. im Kettwiger See rund 1,5 pH-Einheiten umfasste.

Auffällig ist die vergleichsweise geringe Bandbreite der pH-Werte im Einlaufbereich des Baldeneysees in den Sommermonaten, die nur wenig größer als in den Wintermonaten war. Auch die CO_2 -Gehalte lagen hier auf einem geringfügig höheren Niveau, allerdings sowohl in den Wintermonaten als auch während der Vegetationsperiode. So betrug der durchschnittliche CO_2 -Gehalt in den Wintermonaten im Baldeneysee etwa 6 mg/l, in den anderen Seen waren es etwa 4 bis 5 mg/l. Im Sommer war der Unterschied geringer, jedoch zeigte sich zwischen Ein- und Auslauf des Sees eine Abnahme der Werte um fast 1 mg/l.

Die Säurekapazitäten bzw. die äquivalenten Gehalte an Hydrogencarbonat bewegten sich auf einem durchschnittlichen Niveau zwischen 1,6 und 1,7 mmol/l (Abb. 7.2-21 und 7.2-22).

7 - Ergebnisse

Lediglich im Baldeneysee und im Kettwiger See lagen die Werte während der Vegetationsperiode mit etwa 1,9 mmol/l geringfügig höher.

Die Ursache der abweichenden Konzentrationen bzw. des pH-Wertes im Baldeneysee im Vergleich zu den anderen Stauseen, ist die etwa 2,5 km oberhalb der Stauwurzel gelegene Einleitung der Grubenwässer des ehemaligen Bergwerkes Heinrich. Nach Angaben der DSK wird aus diesem Bergwerk durchschnittlich 0,664 m³/s (Jahresreihe 1977 bis 2005) Grubenwasser gefördert und der Ruhr zugeleitet. Die durchschnittliche CO₂-Konzentration dieses Wassers beträgt 75 mg/l (Messungen von Januar bis August 2006) bei einer Bandbreite der Einzelwerte von 32 bis 168 mg/l (Abb. 7.2-25). Somit werden jährlich 1.570 t freies CO₂ in die Ruhr oberhalb des Baldeneysees eingetragen. Die Grubenwässer der übrigen Bergwerke, die direkt, bzw. über den Ölbach der Ruhr zufließen, sind diesbezüglich von untergeordneter Bedeutung.

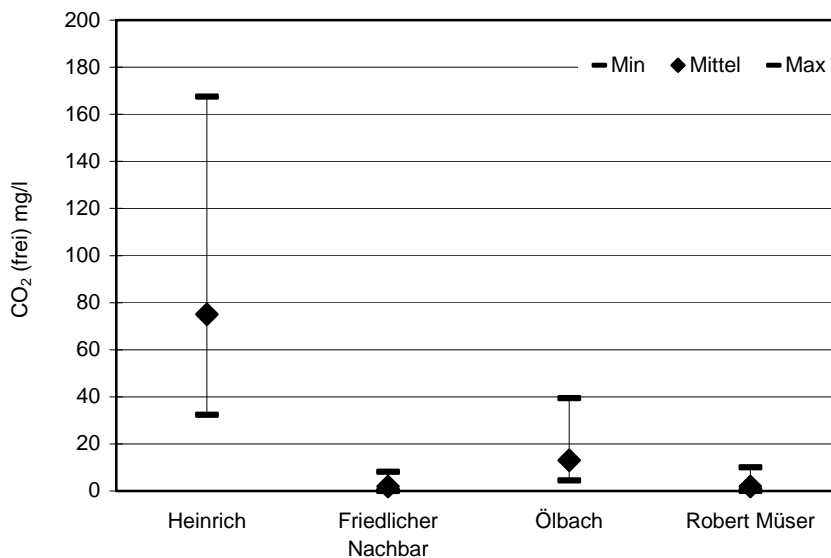


Abb. 7.2-25: Statistische Daten der Gehalte an freiem CO₂ in den Grubenwässern ausgewählter ehemaliger Bergwerke und dem Ölbach 2006

Das CO₂ unterliegt im Gewässer einer Vielzahl an Einflüssen. Dazu zählen beispielsweise Umsetzungen mit anderen Wasserinhaltsstoffen oder auch die Bildung von Biomasse. Wie die Messungen zeigen, findet sich jedoch ein Teil des eingetragenen CO₂ im Baldeneysee wieder. Dieses zusätzliche Angebot des Grundbausteins für die Bildung von Biomasse, in Verbindung mit den im Vergleich zu den anderen Stauseen günstigeren abiotischen Randbedingungen, trägt möglicherweise zu einer intensiveren Primärproduktion und somit zu den überdurchschnittlichen Chlorophyll-a-Gehalten im Baldeneysee bei.

Messstationen

Neben den wöchentlichen Stichprobenuntersuchungen erlauben die automatischen Gewässerüberwachungsstationen eine zeitlich hochaufgelöste Betrachtung und Bewertung der Wasserbeschaffenheit. Herangezogen wurden die Daten der bereits existierenden Stationen am Baldeneysee und in Hattingen sowie der seit dem Jahr 2005 in Kooperation mit dem Staatlichen Umweltamt Hagen betriebenen Station am Harkortsee. Die Station am Kemnader See wurde im Rahmen des Elodea-Projektes konzipiert und ging ebenfalls im Jahr 2005 in Betrieb. Für den vorangegangenen Zeitraum vor Errichtung dieser Station werden ersatzweise die Daten der etwa 8,5 km unterhalb des Kemnader Sees gelegenen Station Hattingen herangezogen.

Trübung

In Abb. 7.2-26 sind die Jahresdurchschnittswerte der an den Gewässerüberwachungsstationen gemessenen Trübungen als Säulendiagramm dargestellt. Demnach wurden die höchsten Werte fast ausnahmslos im Baldeneysee gemessen. Bis zum Jahr 2003 waren es dort im Jahresdurchschnitt mehr als 10 FNU. In den folgenden Jahren betrug die Trübung im Baldeneysee ca. 6 FNU, wobei die Werte in Hattingen mit Ausnahme von 2006 annähernd um den Faktor 0,5 niedriger waren.

Die Messwerte der im Jahr 2005 in Betrieb gegangenen Station am Kemnader See waren annähernd mit den Zahlen vom Baldeneysee (Essen), die Werte vom Harkortsee mit Hattingen vergleichbar. 2006 traten mit durchschnittlichen Trübungswerten zwischen 7 und 9 FNU an allen Stationen keine bedeutenden Unterschiede auf. 2007 erreichte die Trübung in Essen, Kemnader See und Harkortsee Werte zwischen 7 und 9,5, in Hattingen waren sie mit ca. 5 FNU deutlich niedriger.

Während die Trübung in den Wintermonaten fast ausnahmslos auf partikuläre Einträge aus der näheren Umgebung des Gewässers und/oder Resuspendierung von Sedimenten durch wechselnde Abflüsse zurückzuführen ist, ist es während der Vegetationsperiode im Wesentlichen das Phyto- bzw. Zooplankton. Zu diesen Zeiten sinkt der mineralische Anteil der Trübstoffe von zuvor etwa 80 % auf ca. 50 % ab.

Die Abb. 7.2-27 bis 7.2-29b zeigen die Tagesdurchschnittswerte der Trübung für die Monate März und April in den Jahren 2004 bis 2007. Ergänzend ist das jeweilige Tagesmittel des Abflusses am Pegel Hattingen als helle Fläche hinterlegt. In diesem Zeitraum beginnt üblicherweise die Vegetationsperiode. Die Auswertung soll daher mögliche Rückschlüsse auf einen Zusammenhang zwischen der Trübung des Wassers und der ersten jahreszeitlichen Entwicklung pflanzlicher Biomasse aufzeigen.

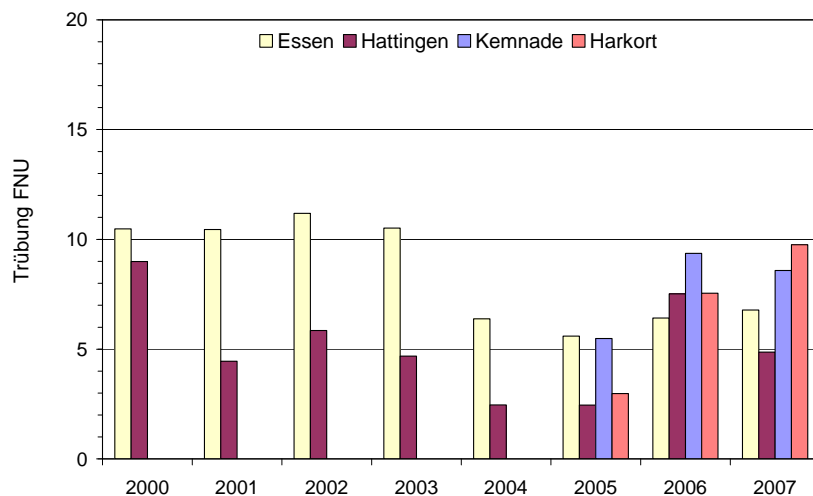


Abb. 7.2-26:
Jahresdurchschnittswerte
der Trübung der
Gewässerüberwachungssta-
tionen, 2000-2007

7 - Ergebnisse

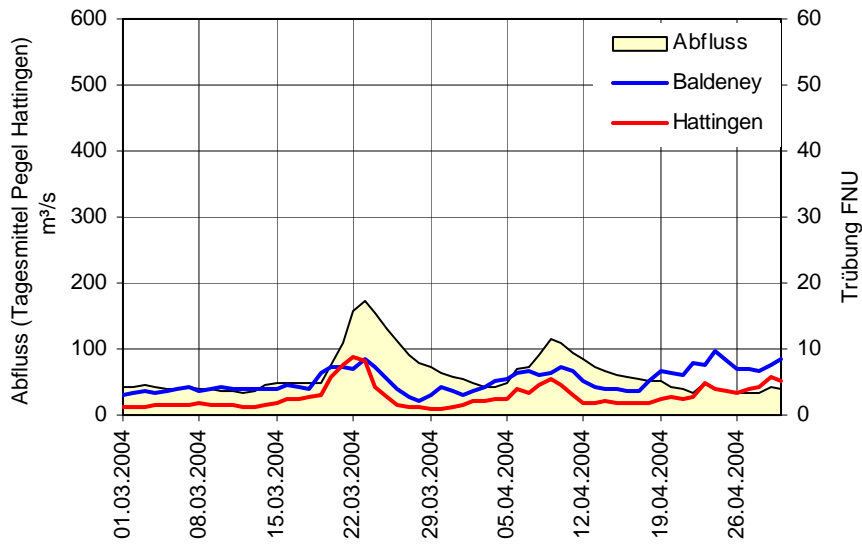


Abb. 7.2-27:
Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeneysee und der Ruhr bei Hattingen, März und April 2004

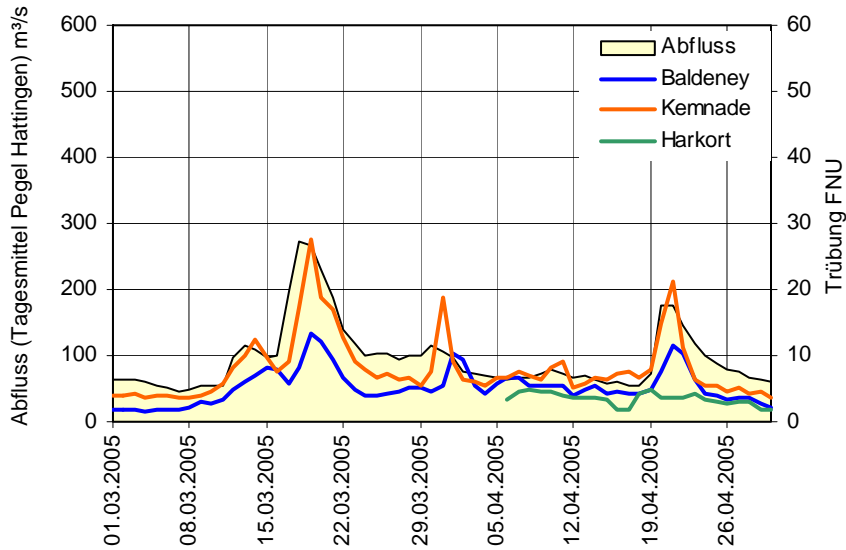


Abb. 7.2-28:
Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeney-, Harkort- und Kernnader See, März und April 2005

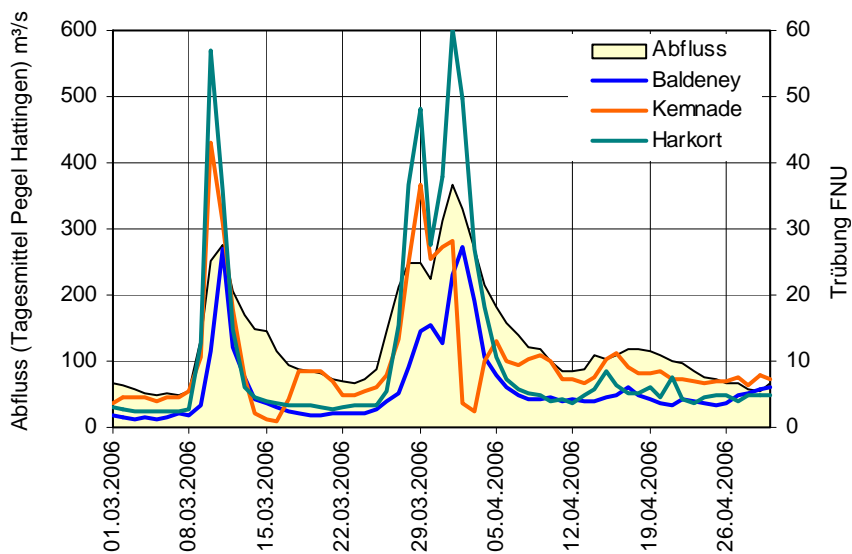


Abb. 7.2-29a:
Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeney-, Harkort- und Kernnader See, März und April 2006

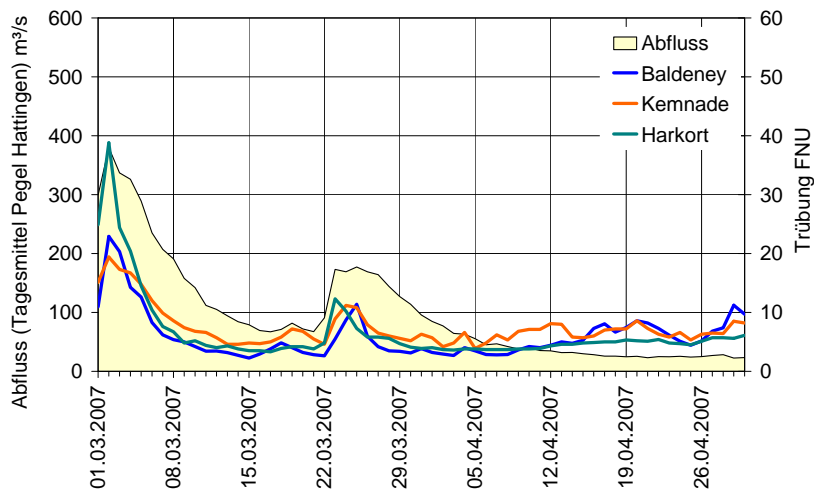


Abb. 7.2-29b:
Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeney-, Harkort- und Kemnader See, März und April 2007

Die Grafiken verdeutlichen, dass das Ausmaß der Trübung deutlich vom Abflussgeschehen geprägt ist. Besonders 2006 traten mehrfach hohe Werte auf, die bei Abflüssen um 350 m³/s bis zu 60 FNU betragen. In den beiden anderen Jahren, insbesondere 2004, wurden deutlich geringere Werte registriert. Der Trübungsanstieg in der zweiten Aprilhälfte 2004 war bei annähernd konstanten Abflussverhältnissen auf die erste Algenmassenentwicklung zurückzuführen. Die höchsten Abflusswerte wurden 2007 Anfang März erreicht. Im April des Jahres sanken die Abflüsse bei gleichzeitigem kontinuierlichen Anstieg der Trübung. Die Trübung wurde hier durch die Zunahme von Planktonorganismen während einer Schönwetterperiode hervorgerufen. Deutlich wird dies auch in der Grafik 7.2-29b durch die stetig abfallenden Abflusswerte.

Grundsätzlich werden die höchsten Trübungen auf turbulenten Gewässerstrecken mit hohen Fließgeschwindigkeiten erreicht. In Stauseen verlangsamt sich die Fließgeschwindigkeit naturgemäß, so dass Teile der Partikel sedimentieren können. Je nach Größe des durchflossenen Sees macht sich dieser Einfluss folglich auch bei der Trübung bemerkbar. So wurde beispielsweise 2004 bei einem durchschnittlichen Abfluss in den Monaten März und April von 62 m³/s im Baldeneysee eine mittlere Trübung von 5,2 FNU gemessen. 2006 waren es bei 128 m³/s mit 6 FNU nur geringfügig höhere Werte. Im gleichen Zeitraum (2006) wurden im Kemnader See, der, bezogen auf den Stauinhalt, nur rund ein Drittel so groß ist wie der Baldeneysee, fast 10 FNU registriert (Abb. 7.2-26). Die zu Beginn der Vegetationsperiode deutlich erhöhten Trübungswerte macht noch einmal die Sondersituation im Jahr 2006 deutlich und ist mit ein Grund dafür, dass sich auch auf Grund von Lichtmangel, keine Makrophyten-Massenbestände ausbilden konnten.

Wassertemperatur

Abb. 7.2-30 zeigt die Durchschnittswerte der Wassertemperaturen der Jahre 2000 bis 2007 an den Gewässerüberwachungsstationen Baldeney, Hattingen, Kemnade und Harkort. Der zeitliche Bezug ist dabei das „hydrologische Jahr“, d.h. die Monate November bis Oktober. Grundsätzlich werden im Baldeneysee die höchsten Werte gemessen, was auf die längere Einwirkdauer der Strahlungsenergie bei gleichzeitig verminderter Fließgeschwindigkeit zurückzuführen ist. Die Differenzen zu den anderen Messstellen

7 - Ergebnisse

betragen dabei in einigen Jahren bis zu 1°C. Hervorzuheben ist diesbezüglich insbesondere der „Jahrhundertsommer“ 2003, mit den absolut gesehen höchsten Temperaturen, aber auch das Jahr 2006 (Datenreihe November 2005 bis September 2006). Relativ geringe Werte wurden in den Jahren 2002, 2004 und 2007 registriert.

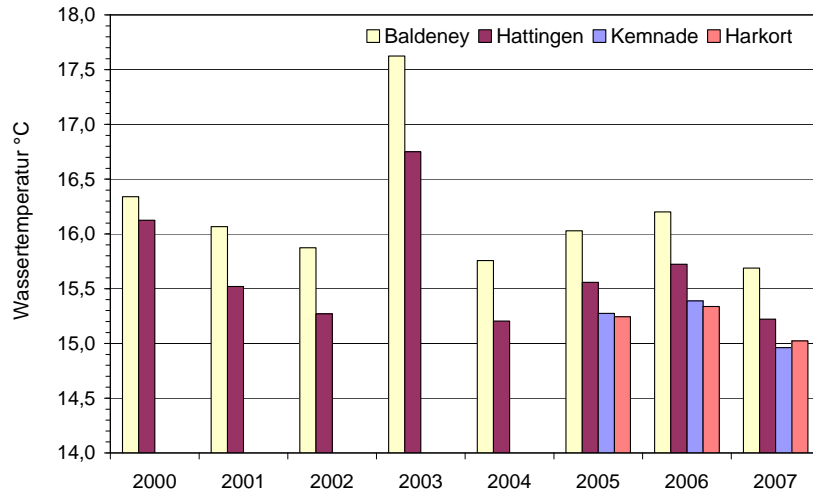


Abb. 7.2-30:
Durchschnittswerte der Wassertemperaturen der Gewässerüberwachungsstationen, 2002-2007

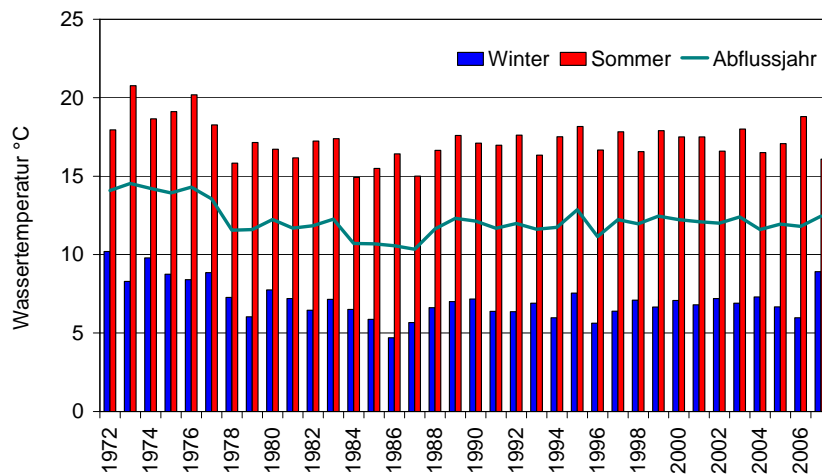


Abb. 7.2-31:
Durchschnittliche Wassertemperaturen in den Winter- und Sommerhalbjahren 1972-2007, Ruhr bei Essen-Rellinghausen

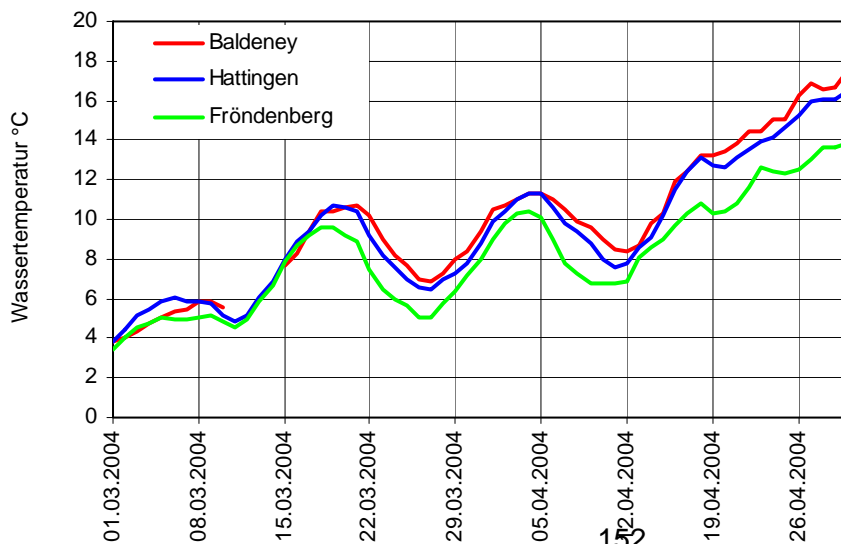


Abb. 7.2-32:
Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen im Baldeneysee sowie der Ruhr in der Höhe von Hattingen und Fröndenberg, März und April 2004

7 - Ergebnisse

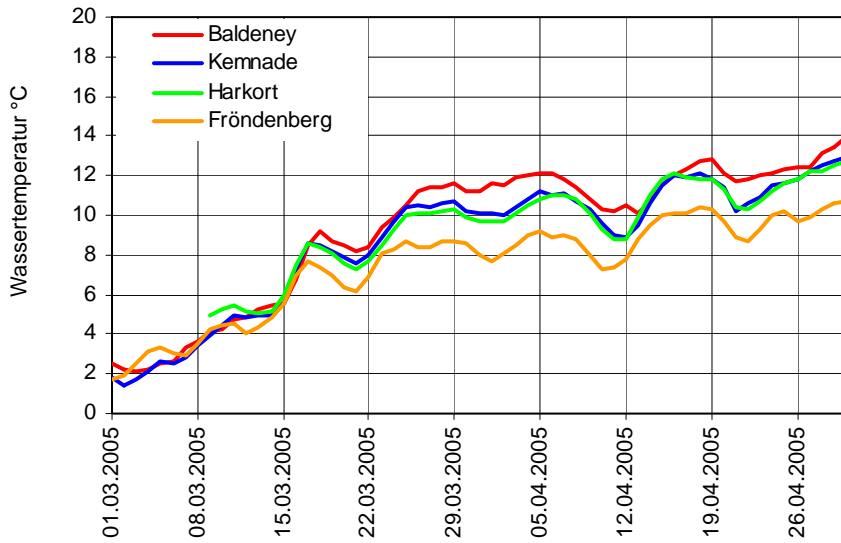


Abb. 7.2-33: Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort sowie der Ruhr in der Höhe von Fröndenberg, März und April 2005

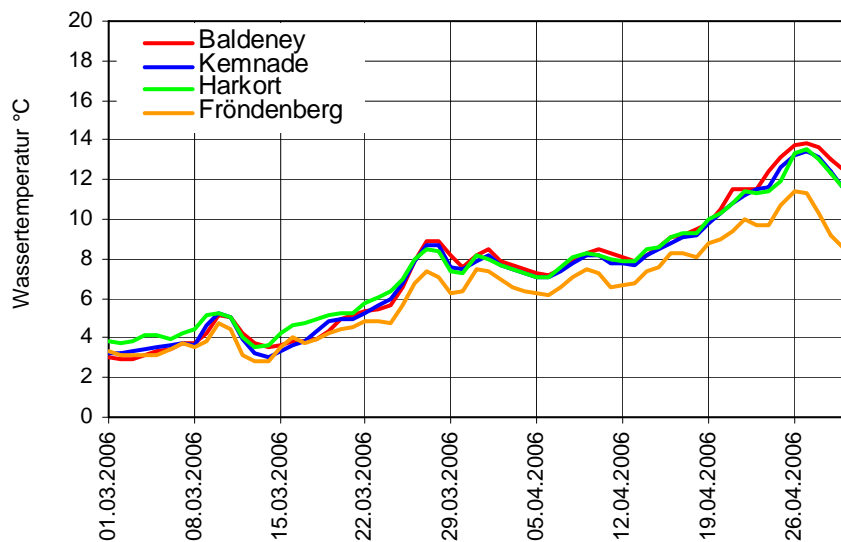


Abb. 7.2-34a: Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort sowie der Ruhr in der Höhe von Fröndenberg, März und April 2006

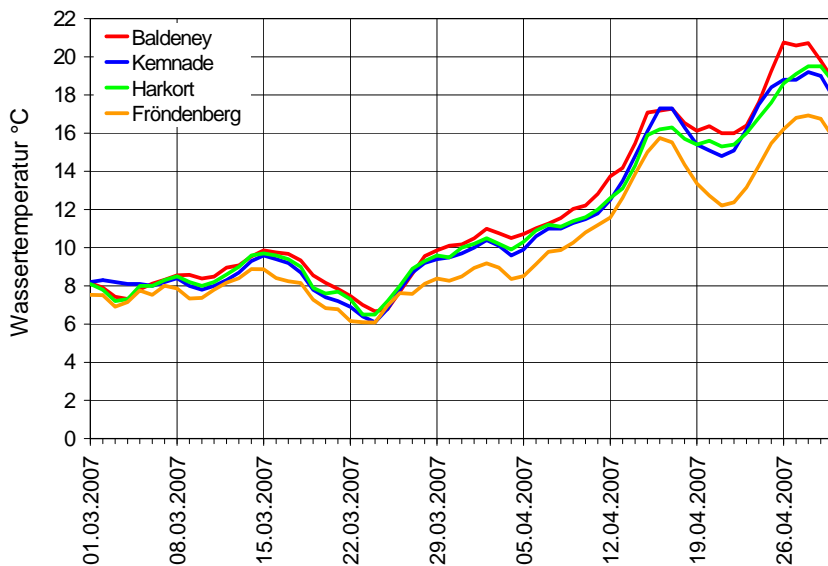


Abb. 7.2-34b: Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort sowie der Ruhr in der Höhe von Fröndenberg, März und April 2007

Abb. 7.2-31 zeigt die durchschnittlichen Wassertemperaturen der Jahresreihe 1972 bis 2007 an der Probenahmestelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“). Die Probenahmestelle ist die älteste Dauermessstelle des Ruhrverbands und wird bereits seit den 1920er Jahren regelmäßig untersucht. Bei den Messwerten handelt es sich um Stichproben, die in der Regel in den morgendlichen Stunden entnommen bzw. gemessen wurden.

Das Diagramm verdeutlicht, dass in den letzten 35 Jahren keine bedeutenden Temperaturänderungen zu verzeichnen sind. Anzumerken sind allenfalls geringfügig höhere Werte in den 1970er Jahren, sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr. Seit 1978 liegen die Werte im Jahresdurchschnitt jedoch relativ stabil bei annähernd 12°C. Auch in den beiden Jahreshälften sind keine auffälligen Schwankungen festzustellen, mit Ausnahme des Jahres 1986, als der relativ kalte Winter die mittlere Wassertemperatur im Winter auf unter 5°C absinken ließ.

Ein Trend zu höheren Wassertemperaturen, verursacht durch den Globalen Klimawandel, ist nicht zu erkennen. Damit können erhöhte Wassertemperaturen ab dem Jahr 2000, wodurch Neophyten wie *Elodea nuttallii* gegenüber heimischen, an kältere Temperaturen angepasste Makrophyten-Arten im Vorteil wäre, als Ursache für das Auftreten von Massenbeständen ab diesem Zeitpunkt ausgeschlossen werden.

Die Abb. 7.2-32 bis 7.2-34b zeigen die zeitliche Entwicklung der Wassertemperatur in der mittleren und unteren Ruhr der Jahre 2004 bis 2007. Dargestellt sind die Tagesmittelwerte für die Monate März und April, in denen in der Regel die Vegetationsperiode beginnt. Bemerkenswert ist der Temperaturverlauf des Jahres 2004, der aufgrund mehrerer Kälteeinbrüche starken Schwankungen unterworfen war. So erreichte die Wassertemperatur etwa zur Märzmitte im Baldeneysee bei morgendlichen Lufttemperaturen bis zu 12°C und Strahlungswerten um 2000 J/(cm²*d) bereits Werte von fast 11°C. Nach einem Wetterumschwung sanken die Werte dann innerhalb einer Woche um rund 4°C ab. Nachdem sich in der Folgezeit nochmals ein ähnlicher Verlauf eingestellt hatte, stiegen die Werte erst zur Aprilmitte stetig an und erreichten zum Monatsende fast 18°C. Vergleichbare Temperaturverläufe zeigten sich auch in Hattingen und Fröndenberg, wobei Zweitere insgesamt auf niedrigerem Niveau lagen.

Die Temperaturverläufe der Jahre 2005, 2006 und 2007 waren merklich geringeren Schwankungen unterworfen. So stiegen die Werte 2005 im März bis Anfang April annähernd stetig an und erreichten im Baldeneysee etwa 12°C, im Kemnader See bzw. Harkortsee waren es rund 11°C. Nach einem kurzen Wetterumschwung, verbunden mit einer geringen Abnahme der Werte, wurde Ende April 2005 ein Niveau um 14°C (Baldeneysee) bzw. knapp 13°C (Kemnade und Harkort) erreicht.

Die Temperaturentwicklung des Jahres 2006 war durch den lang anhaltenden Winter geprägt. Beispielweise wurden Ende März in Essen bei der morgendlichen Probenahme in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen noch Lufttemperaturen um den Gefrierpunkt gemessen. Demzufolge lagen auch die Wassertemperaturen mit ca. 5°C Anfang April merklich unter den Vorjahreswerten, als bereits bis zu 12°C registriert wurden.

Schon im Januar 2007 wurde in der Ruhr im Mittel eine Temperatur ca. 8°C erreicht. Durch die anhaltende Schönwetterperiode im April stiegen die Temperaturen im Baldeneysee bis

Ende April auf über 20°C an. An den anderen Messstellen wurden ca. 19 °C erreicht. Die niedrigste Temperatur wurde mit 17°C in Fröndenberg gemessen.

In der folgende Tab. 7.2-2 sind die Zeitpunkte des erstmaligen Erreichens einer Wassertemperatur von 8 bzw. 10°C zusammengestellt.

Tab. 7.2-2: Zeitpunkte des erstmaligen Erreichens einer Wassertemperatur von 8 bzw. 10°C an den Gewässerüberwachungsstationen Baldeney, Kemnade, Harkort und Fröndenberg, 2004-2007

	2004		2005		2006		2007	
	8°C	10°C	8°C	10°C	8°C	10°C	8°C	10°C
Baldeney	16.3.	18.3.	17.3.	25.3.	27.3.	20.4.	7.1.	30.03.
Kemnade	-	-	17.3.	25.3.	27.3.	20.4.	7.1.	01.04.
Harkort	-	-	17.3.	25.3.	26.3.	19.4.	5.1.	31.03.
Fröndenberg	16.3.	3.4.	23.3.	15.4.	16.4.	22.4.	10.1.	09.04.

Die im Vergleich zu 2004, 2005 und 2007 deutlich geringere Wassertemperatur im Jahr 2006 zu Beginn der Wachstumsperiode von *Elodea nuttallii* mit um 1 ½ bis mehrere Wochen verzögertem Start der Wachstumsphase ist eine weitere mögliche Ursache für die nur geringen Makrophytenbestände in diesem Jahr.

Da jedoch die Wassertemperaturen im Baldeneysee im Jahr 2006 zu Beginn der Vegetationsphase vergleichbar waren mit den Bedingungen im in den oberhalb gelegenen Ruhrstauseen, scheidet die Wassertemperatur als Parameter, der das Fehlen von Makrophyten im Baldeneysee im Vergleich zu Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See erklärt, aus.

Chlorophyll-a

Abb. 7.2-35 zeigt die durchschnittlichen Chlorophyll-a-Gehalte der Jahre 2000 bis 2007 an den Gewässerüberwachungsstationen Baldeney, Hattingen, Kemnade und Harkort. Fast ausnahmslos werden im Baldeneysee die höchsten Werte gemessen. Lediglich im „Jahrhundertsommer“ 2003 lagen die Werte mit annähernd 57 µg/l in Hattingen und Baldeney in gleicher Größenordnung. Bemerkenswert sind die relativ geringen Gehalte im Jahr 2005, als im Baldeneysee nur rund 25 µg/l und in Hattingen und Kemnade um 10 µg/l registriert wurden. Im Harkortsee waren es mit ca. 5 µg/l nochmals geringere Werte. Da die Station am Harkortsee erst 2005 in Betrieb genommen wurde, liegen noch keine Vergleichszahlen vor, die eine bessere Einschätzung der Gehalte ermöglichen.

7 - Ergebnisse

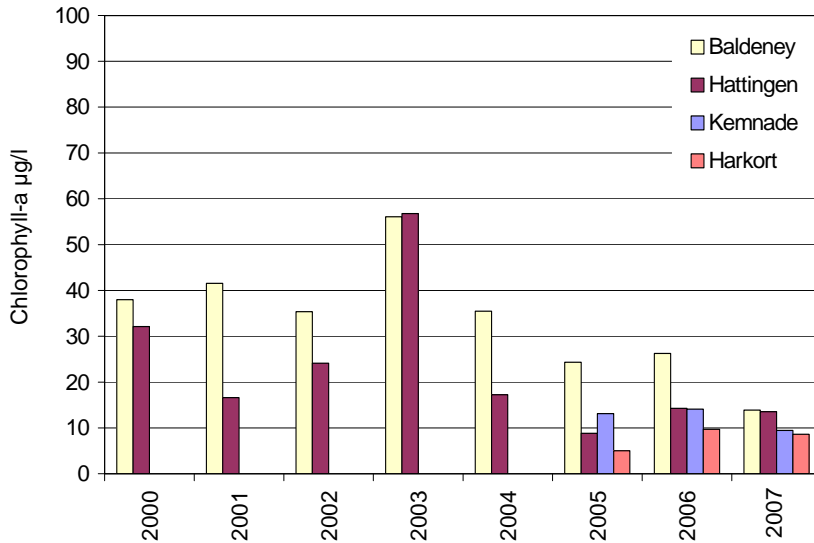


Abb. 7.2-35:
Durchschnittliche Chlorophyll-a-Gehalte an den Gewässerüberwachungsstationen Baldeney, Hattingen, Kemnade und Harkort, 2000-2007

Die Abb. 7.2-36 bis 7.2-38 zeigen die zeitliche Entwicklung der an den Überwachungsstationen Baldeney, Hattingen (nur 2004), Kemnade und Harkort in den Monaten März und April gemessenen Chlorophyll-a-Gehalte. Ergänzend ist die an den jeweiligen Tagen gemessene Tagessumme der Solarstrahlung als Fläche hinterlegt.

Der Vergleich der Abbildungen zeigt, dass sich diese beiden Monate des Jahres 2004 hinsichtlich der Chlorophyllgehalte merklich von den Jahren 2005 und 2006 unterscheiden. So wurden 2004 im Baldeneysee beispielsweise durchschnittlich 36 µg/l Chlorophyll-a gemessen, in den beiden anderen Jahren waren es hier lediglich 12 bzw. 9 µg/l. Ursache waren die vergleichsweise hohen Strahlungswerte des Jahres 2004, die in Essen etwa 20 % über den entsprechenden Werten der Jahre 2005 bzw. 2006 lagen.

Im Jahr 2004 setzte die Primärproduktion darüber hinaus relativ früh ein. So wurden im Baldeneysee bereits Mitte März Chlorophyll-a-Gehalte von mehr als 50 µg/l gemessen, in Hattingen betrug die Konzentration etwa die Hälfte dieses Wertes. Nach einem Wetterumschwung, die Solarstrahlung sank kurzzeitig auf 30 J/(cm²*d) (Tagessumme) ab, waren fast keine Algen mehr vorhanden, was neben dem Absterben der Biomasse sicher auch auf eine Dezimierung durch Zooplankter zurückzuführen war. Ein ähnlicher Vorgang wiederholte sich nochmals in der ersten Aprilhälfte. Mitte April setzte dann bei strahlungsreichem Wetter eine Algenmassenentwicklung mit Chlorophyll-a-Gehalten über 120 µg/l ein.

Im Jahr 2005 setzte die erste vergleichsweise geringe Algenentwicklung Anfang April ein. Zu dieser Zeit wurden im Baldeneysee kurzzeitig knapp 50 µg/l Chlorophyll-a gemessen, in Kemnade waren es lediglich 6 µg/l. Bis Ende April waren im Baldeneysee keine höheren Werte zu verzeichnen, in Kemnade waren es maximal 14 µg/l.

Das Frühjahr 2006 war durch das lang anhaltende kalte und nasse Wetter geprägt, so dass auch das Algenwachstum vergleichsweise spät einsetzte. Beispielsweise wurden Chlorophyll-a-Gehalte über 30 mg/l erst Ende April gemessen, im vorausgegangenen Zeitraum waren es meist nicht mehr als 10 µg/l. In den oberhalb gelegenen Stauseen betrug die Konzentration zu dieser Zeit nur rund 5 µg/l.

Dieses verspätete Einsetzen der Phytoplankton-Entwicklung im Jahr 2006 hätte sich theoretisch, auf Grund fehlender Konkurrenz, die frühe Entwicklung von Makrophyten-

Massenbeständen fördern müssen. Das Ausbleiben dieser Massenentwicklungen in diesem Jahr belegt jedoch, dass die Zusammenhänge, die Makrophytenbestandsentwicklungen steuern, komplexer sind (vgl. Kap. 8).

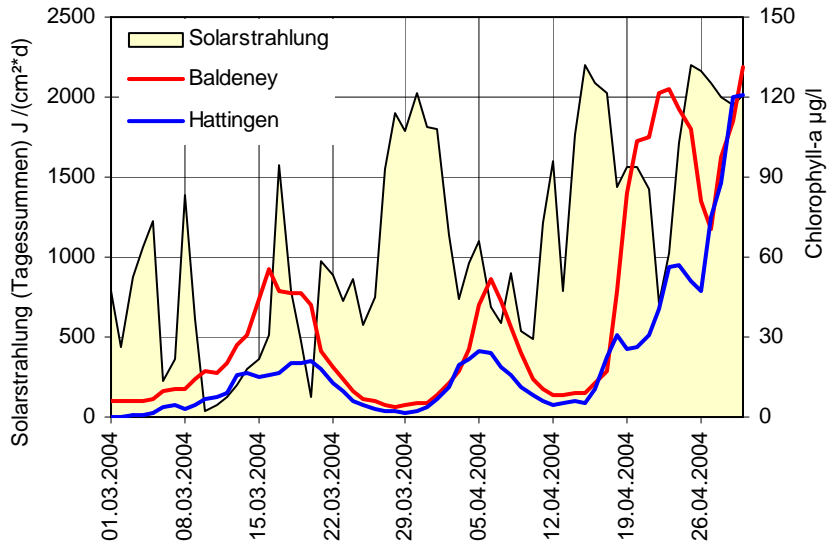


Abb. 7.2-36:
Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte im Baldeneysee und der Ruhr bei Hattingen, März und April 2004

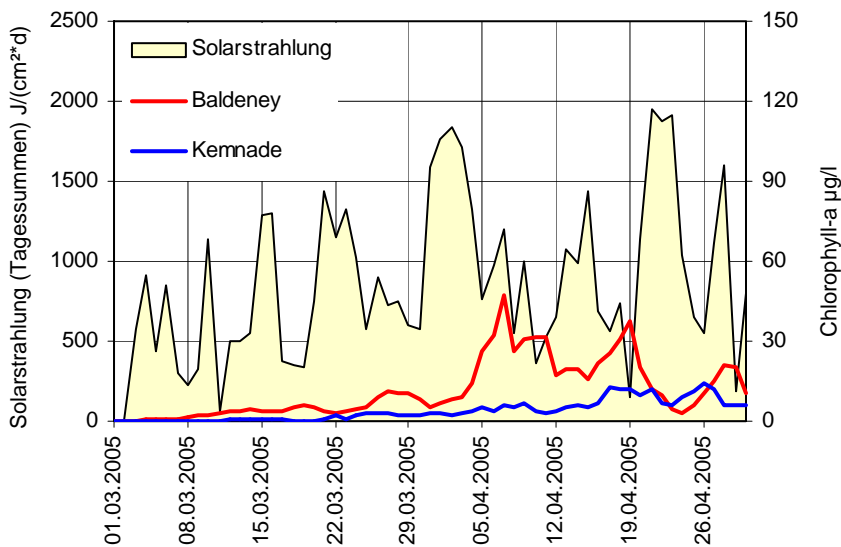


Abb. 7.2-37:
Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte in den Stauseen Baldeney und Kemnade, März und April 2005

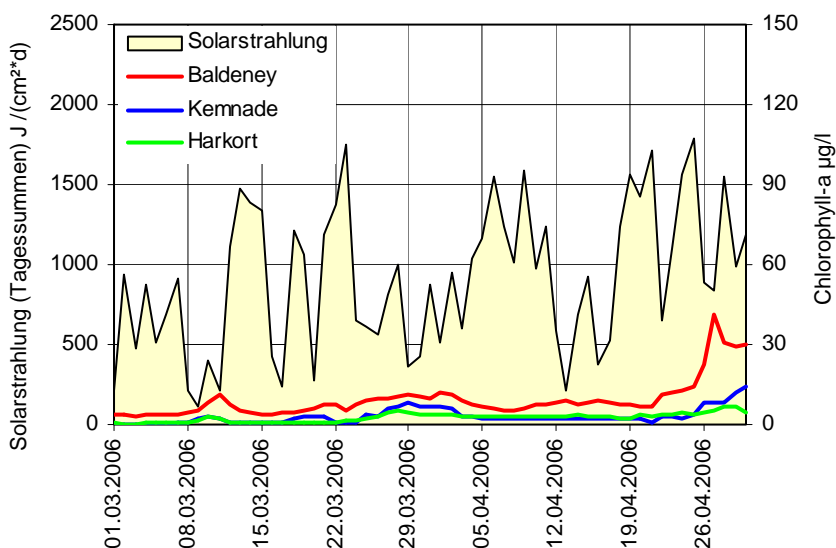


Abb. 7.2-38a:
Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort, März und April 2006

Im Frühjahr 2007 kam es nach einer durchgehend schwachen Entwicklung des Phytoplankton im März, vor allem im Baldeneysee Mitte April, zu einem starken Algenwachstum. Hier wurden kurzzeitig Chlorophyll-a Werte von über 100 µg/l erreicht. Im Kemnader See und Harkortsee war die Entwicklung deutlich schwächer ausgeprägt, dafür jedoch konstanter über mehrere Wochen zu beobachten. Hier wurden Maximalwerte von ca. 60 µg/l in Kemnade bzw. 27 µg/l im Harkortsee gemessen.

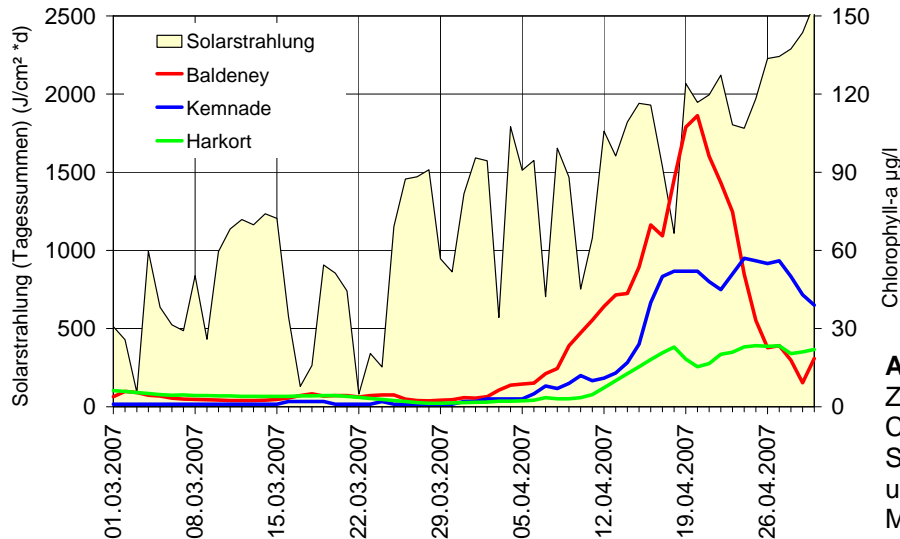


Abb. 7.2-38b:
Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort, März und April 2007

7.2.2 Lichtintensität

Licht ist einer der Kardinalfaktoren, der das Wachstum submerser Makrophyten steuert. Dabei definiert der sogenannte Kompensationspunkt die Mindestanforderungen, die eine Wasserpflanze für ihr dauerhaftes Vorkommen an einen Standort stellt. Dieser Kompensationspunkt definiert die Lichtintensität, bei der sich die Stoffwechselaktivitäten von Photosynthese und Respiration die Waage halten. Bei Lichtbedingungen unterhalb des Kompensationspunktes ist keine Nettproduktion und damit kein Wachstum mehr möglich.

Experimentelle Untersuchungen zum Kompensationspunkt von *Elodea nuttallii* liefern mit nur 15 µmol Photonen/m² · s (HUSSNER, i.V.) für Wasserpflanzen vergleichsweise geringe Werte. Dieser Wert entspricht einer Lichtintensität von 229.500 Lux. Auch JONES (2005) und ERHARD & GROSS (2006) bestätigen für *Elodea nuttallii* diesen geringen Lichtkompensationspunkt.

Messungen der Lichtintensität an bedeckten, niederschlagsfreien Tagen (kurzer Sonnenschein während einiger der Messungen am Kemnader See) im Zeitraum 12.04.2005 bis 27.04.2005 oberflächennah und über Grund haben ergeben, dass in allen vier Flusstauseen das eingestrahelte Licht zumindest einem geringen Prozentanteil um 1 % auch noch den Grund erreicht, jedoch deutlich unter dem Lichtkompensationspunkt von *Elodea nuttallii* liegt. Die Lichtintensitäten in den oberflächennahen Bereichen der vier untersuchten Stauseen unterscheiden sich weder in ihren absoluten Werten noch in den relativen Anteilen der eingestrahelten Lichtmenge. Der Anteil des eingestrahelten Lichtes, der bis in ca. 2 m Tiefe gelangt, ist im Baldeneysee signifikant geringer als in den drei oberhalb gelegenen Seen.

Im Vergleich der drei oberen Seen untereinander zeigt der Harkortsee nur eine geringe Schwankung in dem relativen Anteil des bis in die Tiefe gelangenden Lichtes. An keiner

Stelle gelangt mehr als 20 % des eingestrahlichten Lichtes bis in Grundnähe. Im Hengsteysee und Kemnader See existieren auch Bereiche, in denen mehr Licht nach unten gelangt. Diese Unterschiede sind jedoch nicht statistisch abgesichert.

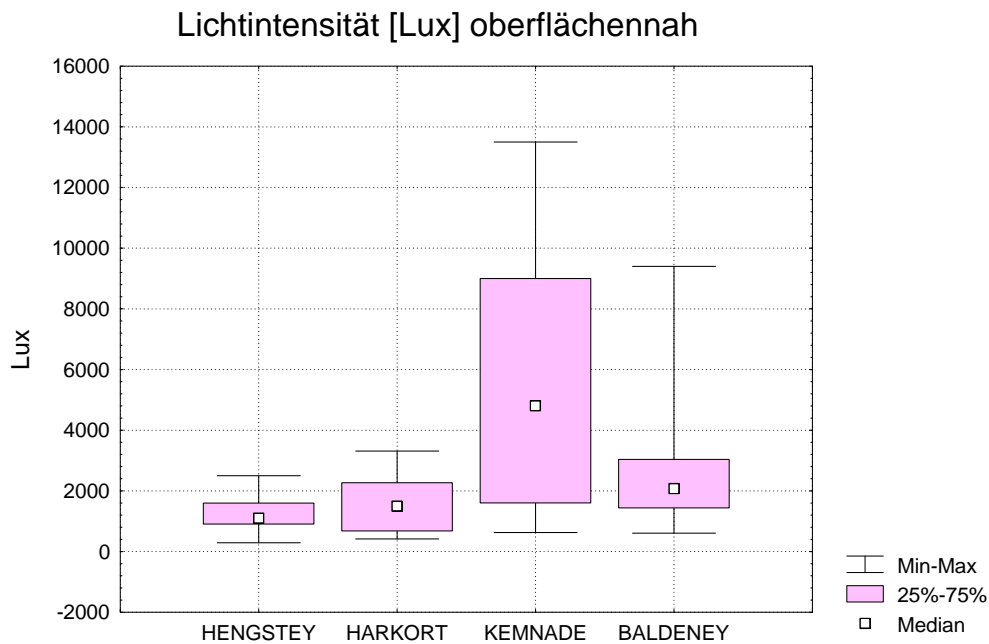


Abb. 7.2-39: Messung der Lichtintensitäten [Lux] oberflächennah in den vier Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Zeitraum vom 12.04.2005 bis 27.04.2005

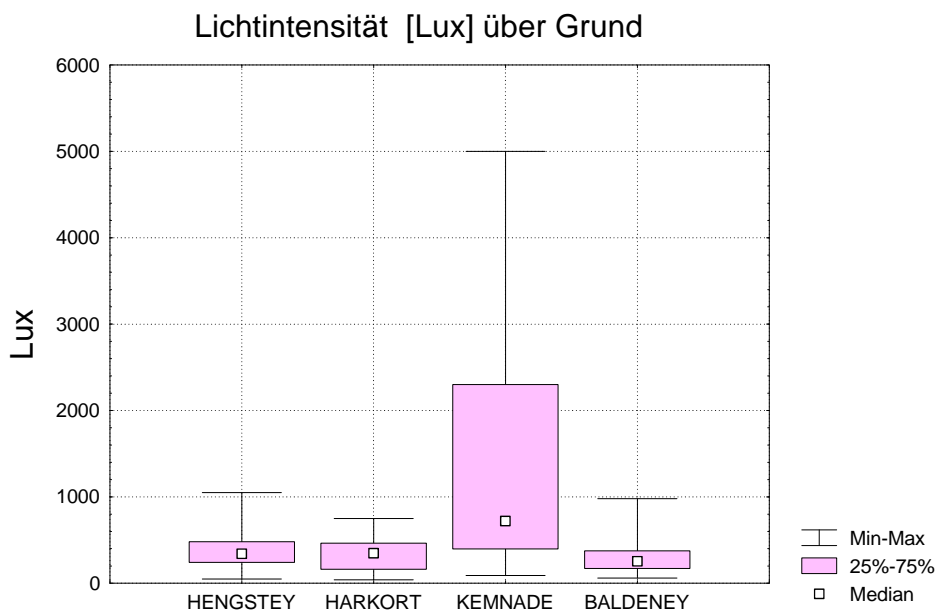


Abb. 7.2-40: Messung der Lichtintensitäten [Lux] über Grund in den vier Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Zeitraum vom 12.04.2005 bis 27.04.2005

Wird jedoch der Anteil des eingestrahlichten Lichtes ermittelt, das bis zum Grund gelangt, so zeigen sich signifikante Unterschiede mit im Mittel um ca. 10 % geringeren Anteilen im Baldeneysee. Hervorgerufen werden diese Unterschiede durch das Frühjahrs-Phytoplanktonmaximum, das im Baldeneysee stärker ausgeprägt ist, als in den anderen drei Ruhrstauseen (Abb. 7.2-40).

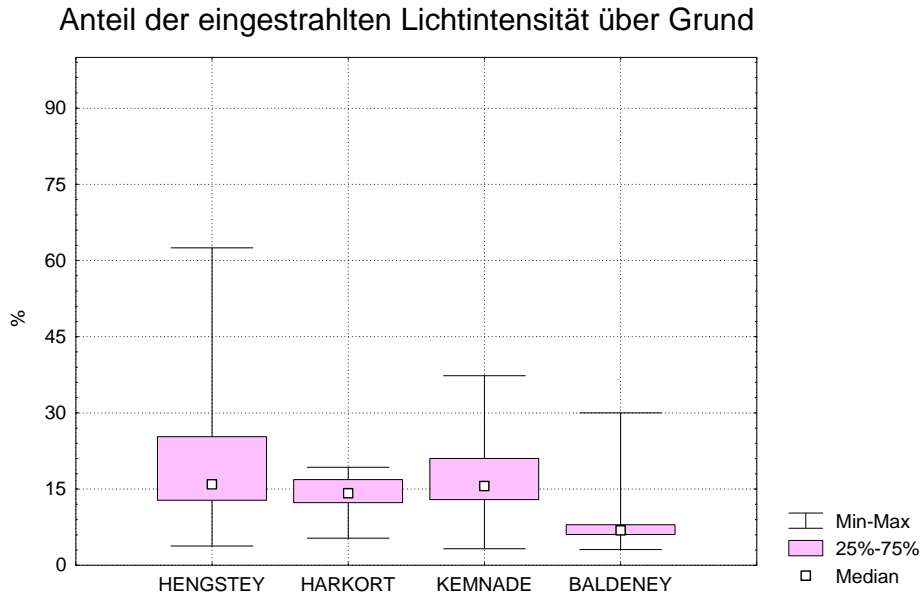


Abb. 7.2-41: Anteils des eingestrahlten Lichts über Grund in den vier Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Zeitraum vom 12.04.2005 bis 27.04.2005

Fazit

Abgesehen vom Kemnader See (auf Grund der abweichenden Witterungsbedingungen) unterscheiden sich die Seen hinsichtlich des einstrahlenden Lichts nur wenig. Beim Baldeneysee gelangt, auf Grund seiner Tiefe jedoch weniger Licht bis zum Grund als in den anderen drei flacheren Seen.

Wird der Extinktionskoeffizient als tiefen und wetterlagen-unabhängige Größe zum Vergleich herangezogen, so bestätigt sich, dass alle vier Seen im Jahresmittel ähnliche Verhältnisse aufweisen (Abb. 7.2-42).

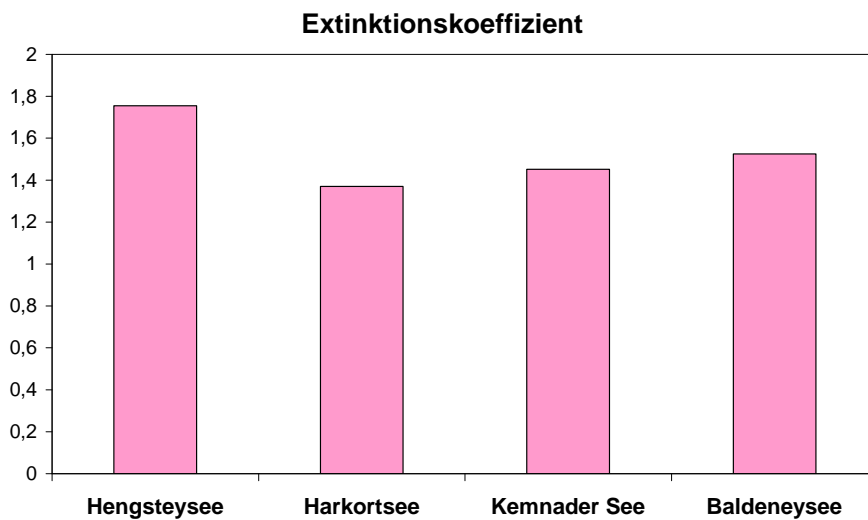


Abb. 7.2-42: Mittelwerte (2005 – 2006) der Extinktionskoeffizienten in den vier Ruhrstauseen .

Abb. 7.2-43 differenziert die ermittelten Extinktionskoeffizienten nach Ruhrstausee und Untersuchungsdatum. Hierbei zeigen sich für alle vier Seen im April / Anfang Mai die geringsten Extinktionskoeffizienten, da zu dieser Zeit, vor dem Frühjahrsmaximum der Algen, die Trübung noch relativ gering ist und mehr Licht die Wassersäule durchdringen kann. Weniger auffällig als der Vergleich der Sichttiefen zwischen 2005 und 2006 (Abb. 7.2-45) sind die Unterschiede im Extinktionskoeffizient zwischen den beiden Jahren, obwohl der Wechsel vom Makrophyten-dominierten zum Plankton-dominierten Zustand als einer der Faktoren für die fehlende *Elodea*-Massenentwicklung 2006 zu sehen ist. Im Harkortsee ist im Juni 2006 der Extinktionskoeffizient vergleichbar den Bedingungen im Frühjahr (April) des Vorjahres. Die Werte des Augustes 2006 sind höher als im gleichen Monat 2005 liegen jedoch in dem Bereich der Werte des Juni 2005. Im Hengsteysee sind die Extinktionskoeffizienten im Juni und August geringer als im Vorjahr. Der Extinktionskoeffizient im Kemnader See verhält sich in den beiden Jahren vergleichbar den Bedingungen im Harkortsee. Die Messungen im Baldeneysee sind untereinander nicht vergleichbar, da unterschiedliche Jahresaspekte erfasst wurden.

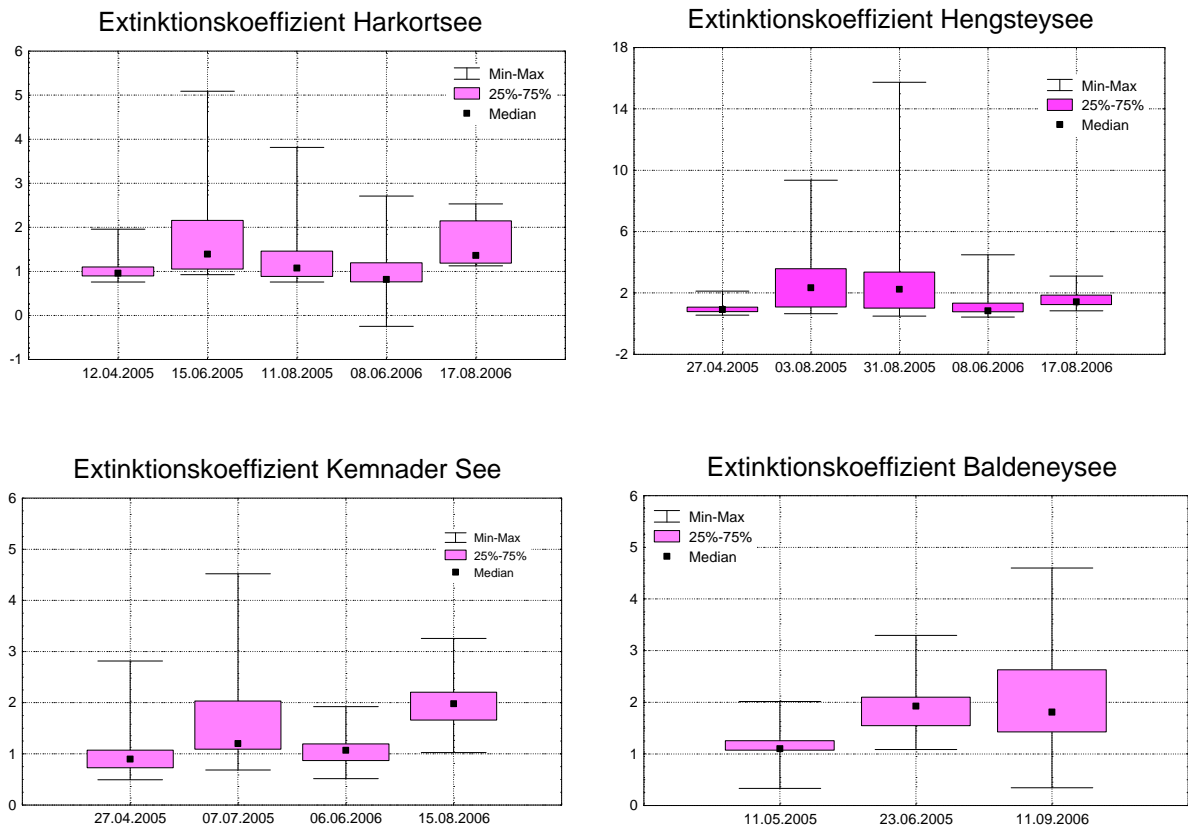


Abb. 7.2-43: Mittelwerte der Extinktionskoeffizienten in zeitlicher Abfolge der Rasteruntersuchungen in den vier Ruhrstauseen

Die in Abb. 7.2-43 dargestellten Untersuchungsergebnisse liefern damit keine direkte Erklärung für die unterschiedliche Wuchsentensität der Makrophyten zwischen 2005 und 2006. Da jedoch 2006 die ersten Messungen der Extinktionskoeffizienten im späten Juni durchgeführt wurden, war zu diesem Zeitpunkt die Frühjahrsalgenblüte bereits abgeklungen,

und der Beginn der Wachstumsperiode von *Elodea nuttallii* erfolgte Wechsel zum planktondominierten Zustand war zum Zeitpunkt der Lichtmessungen bereits wieder zurückgegangen. Dies macht deutlich, dass im Frühjahr über die „Schalterstellung“ der abiotischen Faktoren entschieden wird, ob es zu einer Massenentwicklung kommt oder nicht. Auch bei anschließend guten Wachstumsbedingungen ist *Elodea nuttallii* dann nicht mehr in der Lage die einmal entstandenen Wachstumsdefizite wieder aufzuholen.

Ein Vergleich der Extinktionskoeffizienten gemessen innerhalb und außerhalb von *Elodea*-Beständen erklärt auch die in Abb. 7.1-43 im Sommer 2005 erhöhten Extinktionskoeffizienten im Hengsteysee: Der direkte Vergleich von Messungen innerhalb und außerhalb der *Elodea*-Bestände zeigt höhere Extinktionskoeffizienten innerhalb der Bestände als außerhalb. Dieser Unterschied ist für die

Messungen im Kemnader Sees und einer der beiden Messungen im Harkortsee signifikant. Dies widerspricht zunächst dem optischen Eindruck vor Ort. Dort erscheint das Wasser innerhalb der Massenbestände besonders klar mit höheren Sichttiefen als außerhalb der Bestände. Dies bestätigen auch Trübungsmessungen von Wasserproben im Labor, die geringere Trübungen innerhalb der Makrophytenbestände ergaben als im Freiwasser. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bei der Messung der Lichtintensität in-situ in unterschiedlichen Tiefen, beim Herunterlassen des Sensors dieser innerhalb der Bestände von den Pflanzenstängeln beschattet wird und damit weniger Licht erhält, trotz geringerer Phytoplanktondichten in den Beständen. Für *Elodea nuttallii* bedeutet dies aber auch, dass sie nur in eingeschränktem Maße von den geringeren Phytoplanktondichten bezüglich ihrer Lichtausbeute profitieren kann, da sie durch Selbstbeschattung verhindert, dass mehr Licht bis nach unten dringt.

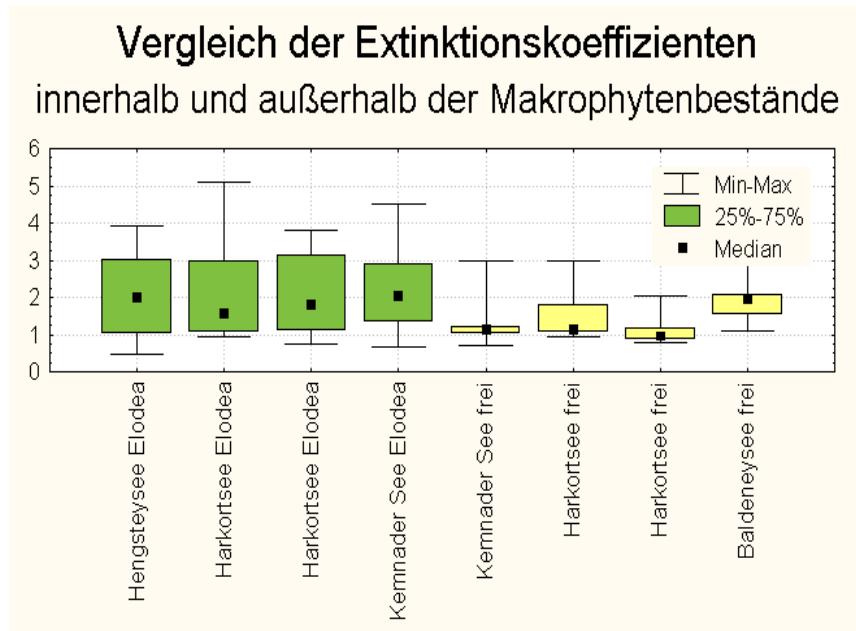


Abb. 7.2-44: Mittelwert-Vergleich der Extinktionskoeffizienten 2005 innerhalb und außerhalb der *Elodea nuttallii*-Bestände in den vier Ruhrstauseen .

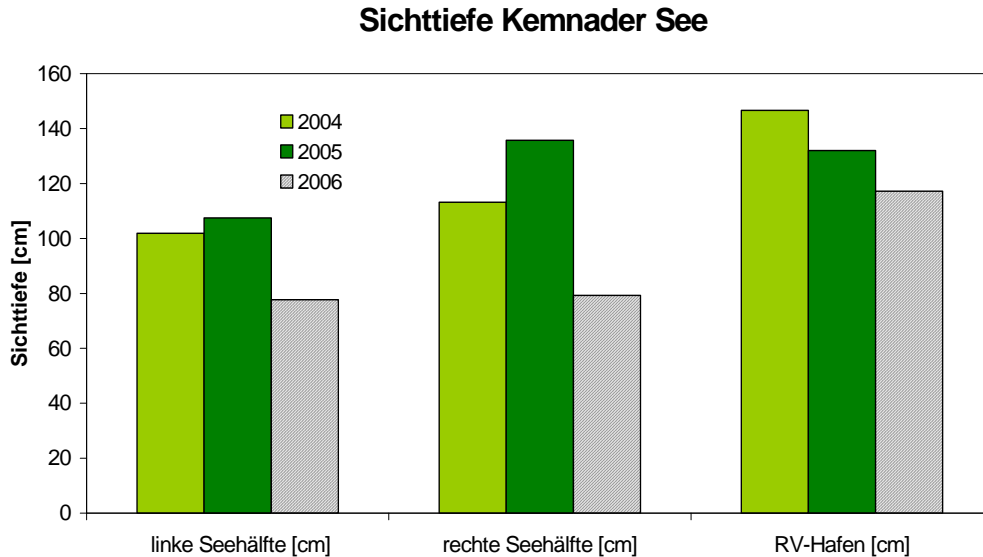


Abb. 7.2-45: Sichttiefe [cm] (Secchi-Scheibe) im Kemnader See in den Jahren 2004 bis 2006. Die Farbsignatur indiziert mit grauer Schraffur im Vergleich zu Grüntönen, das Fehlen einer *Elodea nuttallii*-Massenentwicklung im Jahr 2006.

Die Mittelwerte der Sichttiefe im Kemnader See, mit der Secchi-Scheibe bestimmt, zeigt bei Messungen in der Vegetationsperiode bevor *Elodea nuttallii* die Wasseroberfläche erreicht hat, deutlicher einen der Gründe für das Fehlen einer Massenentwicklung im Jahr 2006.

Im Jahr 2006 ist die Sichttiefe im Kemnader See deutlich geringer als in den beiden Vorjahren. Während dieser Unterschied in der eigentlichen Seefläche sehr ausgeprägt ist, sind die Unterschiede am rechten Ufer im Hafen-Bereich des Betriebshofes des Ruhrverbandes (RV) nur gering und erreichen Werte, die in den Vorjahren auch im eigentlichen Seebereich ermittelt wurden. Dies deckt sich mit der Beobachtung, dass dies 2006 auch der einzige Bereich im Kemnader See war, in dem *Elodea nuttallii* in der Häufigkeitsstufe 5 „massenhaft“ nachgewiesen wurde.

Die räumliche Heterogenität der Lichtverhältnisse zeigt am Beispiel des Kemnader Sees die Abb. 7.2-46. Hier sind die Lichtintensitäten in den drei Tiefen dargestellt. Die Lichtintensität nimmt in allen Bereichen mit der Tiefe deutlich ab. Räumliche Unterschiede zeigen sich nur in der Lichtintensität, die bis zum Grund dringt. Diese Unterschiede sind jedoch kleinräumig und lassen keine Muster erkennen.

Ähnlich verhält es sich mit dem Extinktionskoeffizient (Abb. 7.2-47). Auch hier zeigen sich kleinräumige Unterschiede in den Verteilungsmustern, die jedoch nicht mit den Verbreitungskarten der Makrophyten übereinstimmen.

Der Vergleich der zeitnahen Messungen im Kemnader See (07.07.05) und Baldeneysee (23.06.05) zeigt, dass auch im Baldeneysee Bereiche existieren, in denen ähnliche Bedingungen des Lichtregimes herrschen wie im Kemnader See, der zu diesem Zeitpunkt bereits eine Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* in großen Teilen der Seefläche aufwies. Damit kann Licht nicht der einzige diskriminierende Faktor sein, warum die oberen drei Flusstauseen Massenbestände ausbilden, nicht jedoch der Baldeneysee.

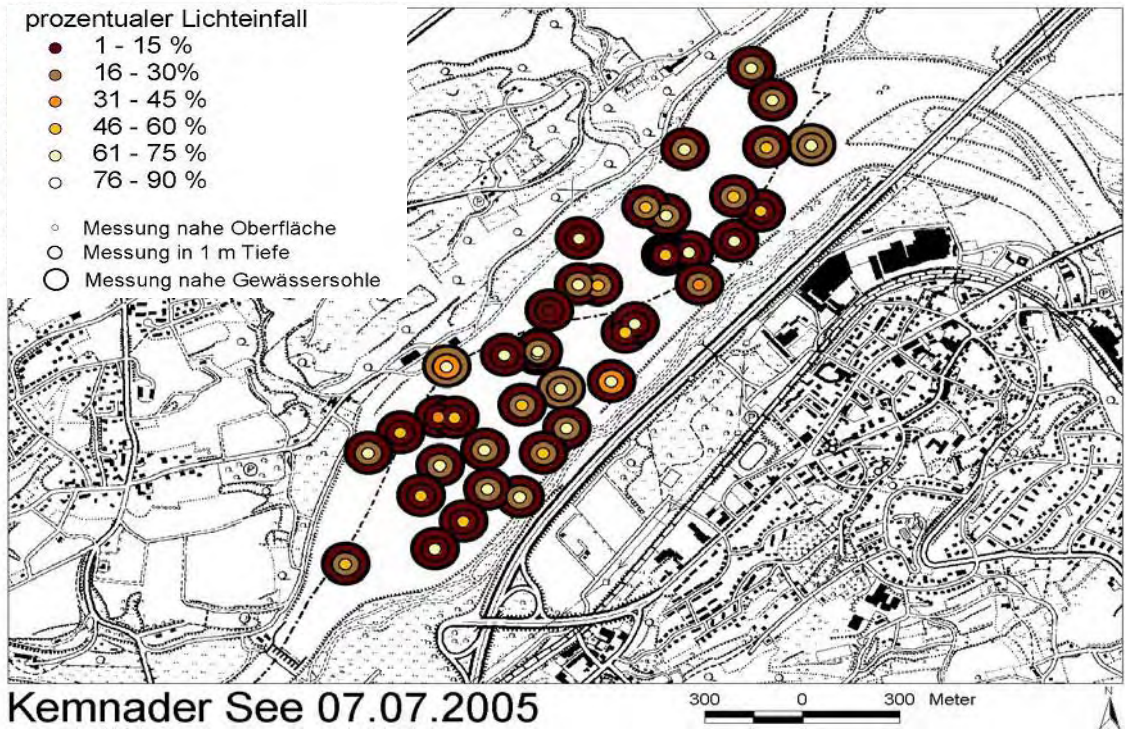


Abb. 7.2-46: Lichteinfall [%] im Kemnader See, gemessen in 3 Tiefen am 07.07.2005

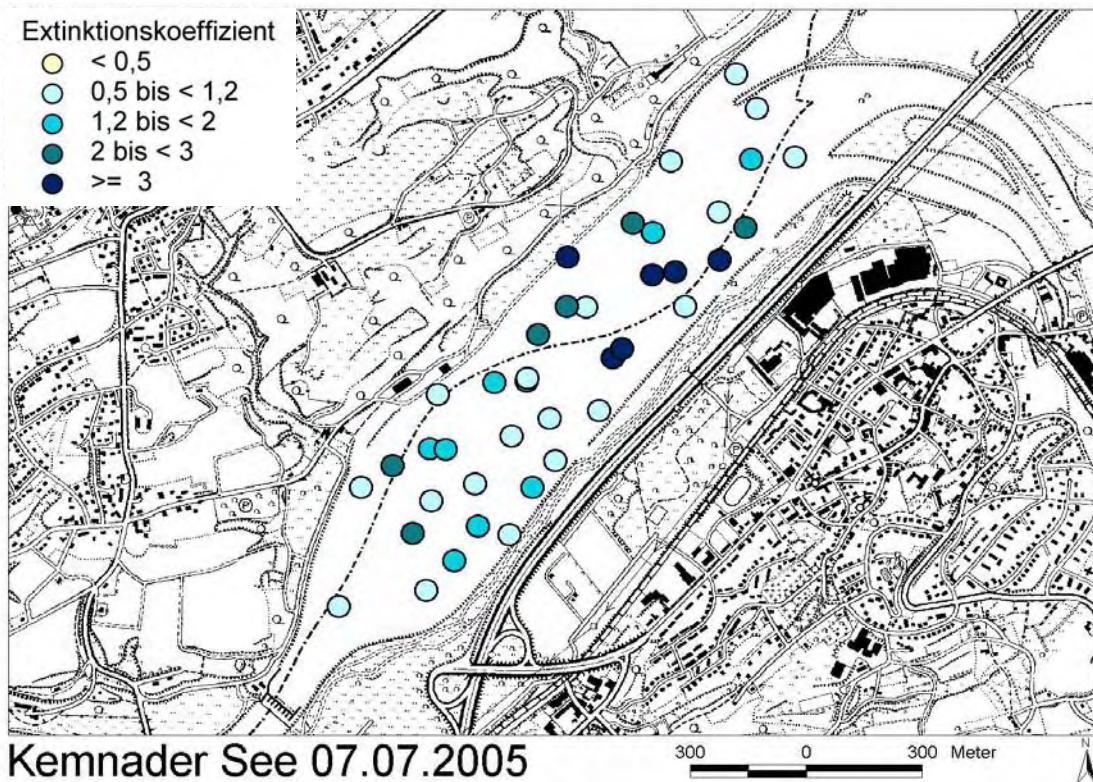


Abb. 7.2-47: Extinktionskoeffizienten im Kemnader See am 07.07.2005

7.3 Sedimentuntersuchungen

Ziel der Sedimentuntersuchung ist es festzustellen, ob das Auftreten von Makrophytenmassenbestände durch die chemische Qualität der Sedimente zu erklären ist. Die Eigenschaften Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust charakterisieren dabei die Porosität der Sedimente und deren organische Gehalte das Potenzial zur Faulschlammabildung. Abb. 7.3-1 zeigt die Mittelwerte der Sedimentuntersuchungen ($\Sigma n = 21$) im Vergleich der vier

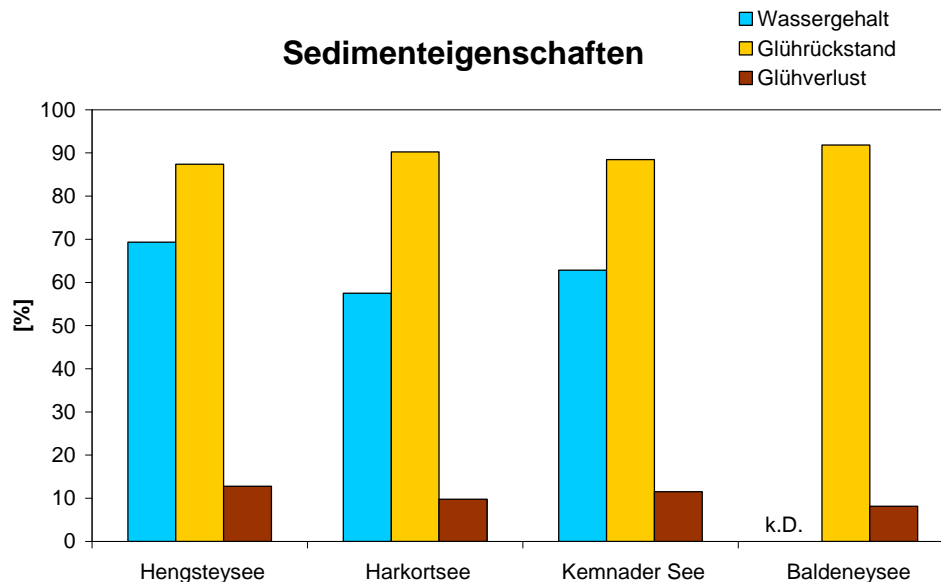


Abb. 7.3-1: Mittelwerte von Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees ($\Sigma n = 21$), k.D.: keine Daten; b: Vergleich der Mittelwerte von Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust in Elodea-bestandenen ($n=12$) und Elodea-freien ($n=9$) Bereichen der vier Flusstauseen.

untersuchten Seen.

Der Wassergehalt von $> 50\%$ zeigt den relativ hohen Anteil wassergefüllter Poren in den Sedimenten. Diese sind überwiegend anorganisch, der organische Anteil liegt in allen vier Flusstauseen bei ca. 10% .



Wie Unterwasseraufnahmen (Abb. 7.3-2) belegen, ist dieser geringe organische Anteil nicht ausreichend, eine geschlossene organische Auflage zu bilden. Die helle Färbung der Sedimente belegt, dass zumindest die oberflächennahe Schicht gut durchlüftet ist ohne Anoxie und Faulschlammabildung.

Die feinkörnigen, jedoch nicht verschlammten Sedimente sind gut geeignet für eine Besiedlung mit wurzelnden Makrophyten.

Abb. 7.3-2: Unterwasseraufnahme des Seegrundes des Kemnader Sees mit einer Pflanze *Elodea nuttallii* (Foto: v.d. Weyer)

Sedimenteigenschaften

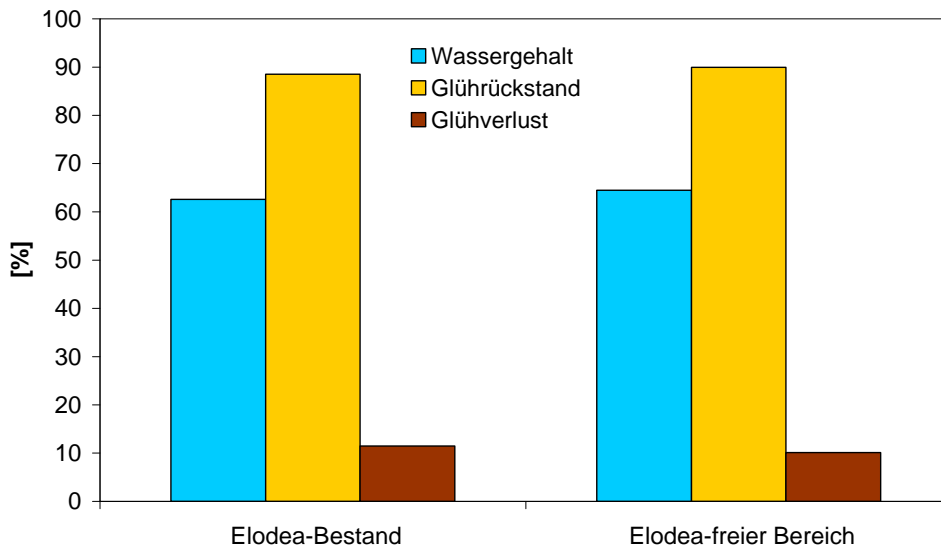


Abb. 7.3-3: Mittelwerte von Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust in Elodea-bestandenen (n= 12) und Elodea-freien (n= 9) Bereichen der vier Flusstauseen.

Im Vergleich zwischen den Seen zeigen sich keine Unterschiede in diesen Sedimenteigenschaften. Auch der direkte Vergleich von Sedimentböden, die dicht mit *Elodea nuttallii* bewachsen sind und solchen Bereichen, die zur gleichen Zeit makrophytenfrei sind, zeigt keine Unterschiede (Abb. 7.3-3).

Fazit

Die Sedimenteigenschaften Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust unterscheiden sich weder zwischen den Seen noch zwischen *Elodea*-bestandenen und *Elodea*-freien Bereichen und sind damit **nicht** Ursache für das Vorkommen oder Fehlen von Makrophytenmassenbeständen.

Der Vergleich der Gehalte von $\text{NH}_4\text{-N}$, ges.-N und ges. P zeigt geringfügige Unterschiede zwischen den Seen. Die Stickstoff- und Phosphorgehalte im Harkortsee sind geringer als in den drei anderen Flusstauseen. Dieser Unterschied ist auf die 2001 durchgeführte Sedimententnahme in diesem See zurückzuführen, bei dem gerade die auf Grund sedimentierten

Materials und durch abgesunkenes abgestorbene Material sehr nährstoffhaltige obere Sedimentschicht abgetragen wurde. Der Ammonium-Gehalt der Sedimente ist mit 50 mg/kg bis 85 mg/kg $\text{NH}_4\text{-N}$ relativ gering und belegt damit deren gut durchlüfteten Zustand. Der Stickstoff der Sedimente liegt damit vor allem in organischer Form oder anorganisch als Nitrat vor.

Sedimenteigenschaften: Nährstoffe

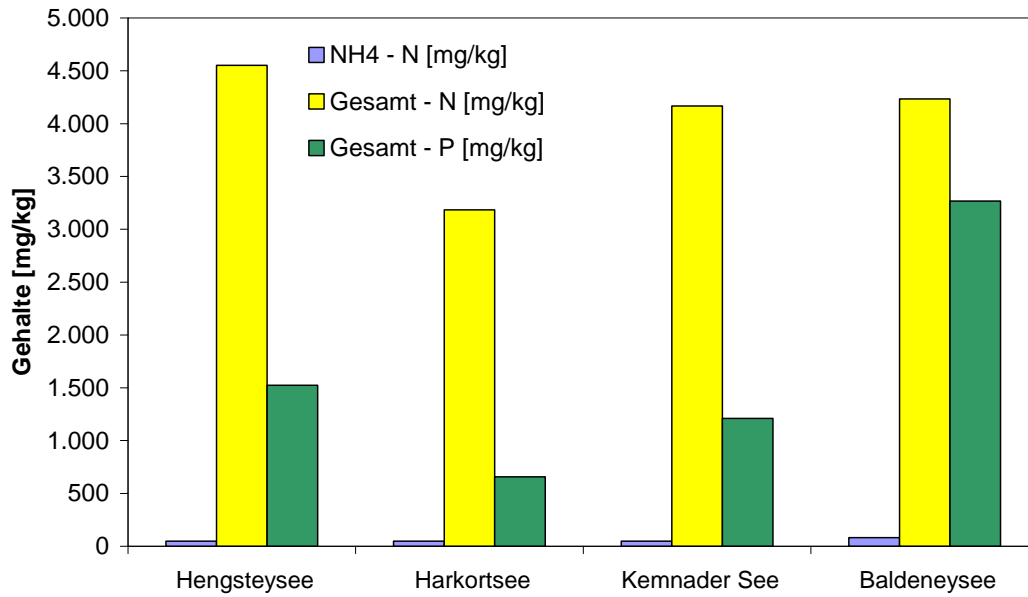


Abb. 7.3-4: Mittelwerte der Nährstoffgehalte (NH₄-N, ges.-N und ges. P) der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees (Σ n = 21)

Sedimenteigenschaften: Nährstoffe

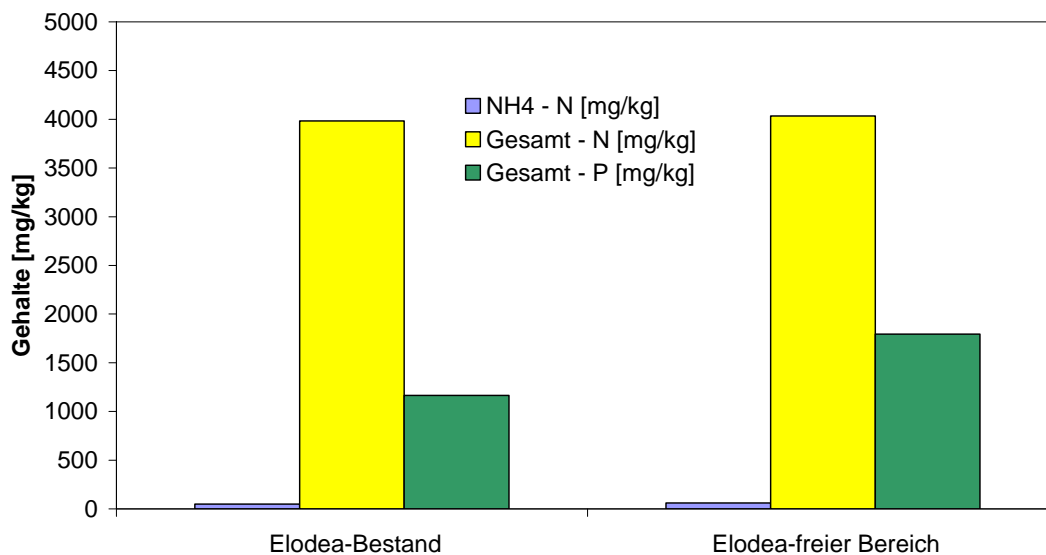


Abb. 7.3-5: Vergleich der Mittelwerte der Nährstoffgehalte in *Elodea*-bestandenen (n = 12) und *Elodea*-freien (n = 9) Bereichen der vier Flussstauseen.

Der Phosphorgehalt der Sedimente des Baldeneysees ist mehr als doppelt so hoch wie in den anderen drei Flusstauseen. Dies dürfte vor allem in der Sedimentation feinpartikulärer Stoffe und absterbender tierischen und pflanzlicher Plankton-Biomasse begründet sein. Aber auch bereits der Gesamt-P Gehalt der Sedimente von Hengsteysee und Kemnader See sind charakteristisch für eutrophe Seen. Da *Elodea nuttallii* in der Lage ist, Nährstoffe sowohl über die Blätter als auch über die Wurzeln aufzunehmen, kann sie in Zeiten geringer $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen in der fließenden Welle ihren Nährstoffbedarf aus den Sedimenten decken, in denen immer ein gewissen Anteil auch als frei verfügbares $\text{o-PO}_4\text{-P}$ vorliegt. Dies gilt vor allem für die etwas tieferen Sedimentschichten, in denen auf Grund nur geringer



Abb. 7.3-6: Im Sediment verwurzelter *Elodea nuttallii*-Spross .

Durchströmung Mineralisierungsprozesse zu Sauerstoffdefiziten führen. Hier werden in Folge vor allem als Fe III-Phosphat gebundene Phosphate wieder in lösliche Fe II-Verbindungen überführt und damit bio-verfügbar gemacht. Lange, auch in tiefere Bereiche reichende Wurzeln von *Elodea nuttallii* (Abb. 7.3-6) belegen die Anpassungsstrategie, auch diese Nährstoffressource nutzen zu können. Da ein Überangebot an Phosphaten im Sediment für Wasser- pflanzen keine schädigende Wirkung hat, können die erhöhten Phosphorgehalte in den Sedimenten des Baldeneysees nicht erklären, warum

gerade in diesem See keine Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* auftritt. Eine Förderung von *Elodea nuttallii* auf Grund zeitweiser Phosphorlimitierung, wie sie von THIEBAUT (2005) beschrieben wird, kann in den Ruhrstauseen auf Grund der in Sediment und Wassersäule immer verfügbaren Nährstoffen vernachlässigt werden.

Der direkte Vergleich der Sedimente mit und ohne dichtem Bewuchs mit *Elodea nuttallii* gibt keine deutlichen Unterschiede in deren Nährstoffgehalten. Dies stützt die oben getroffene Aussage, dass die Nährstoffgehalte der Sedimente nicht ursächlich für das Auftreten oder Fehlen von Makrophytenmassenbestände sind.

Fazit

Die Nährstoffgehalte der Sedimente unterscheiden sich nur geringfügig zwischen den Seen. Die erhöhten Phosphatkonzentrationen der Sedimente des Baldeneysees erklären nicht das weitgehende Fehlen von *Elodea nuttallii* in diesem See. Auch zwischen *Elodea*-bestandenen und *Elodea*-freien Bereichen besteht kein Unterschied in den Nährstoffgehalten der Sedimente. Damit können diese auch **nicht** Ursache für das Vorkommen oder Fehlen von Makrophytenmassenbeständen sein.

Der Gehalt an Ca-, Mg-, Na- und K-Ionen in den Sedimenten spiegelt in erster Linie die geologischen Bedingungen des Einzugsgebietes wider. Die Erdalkali-Ionen bestimmen zusammen mit den weiteren Komponenten des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes die Pufferkapazität eines Gewässers und den sich im Gleichgewicht einstellenden pH-Wert.

Sedimenteigenschaften: Alkali- und Erdalkali-Ionen

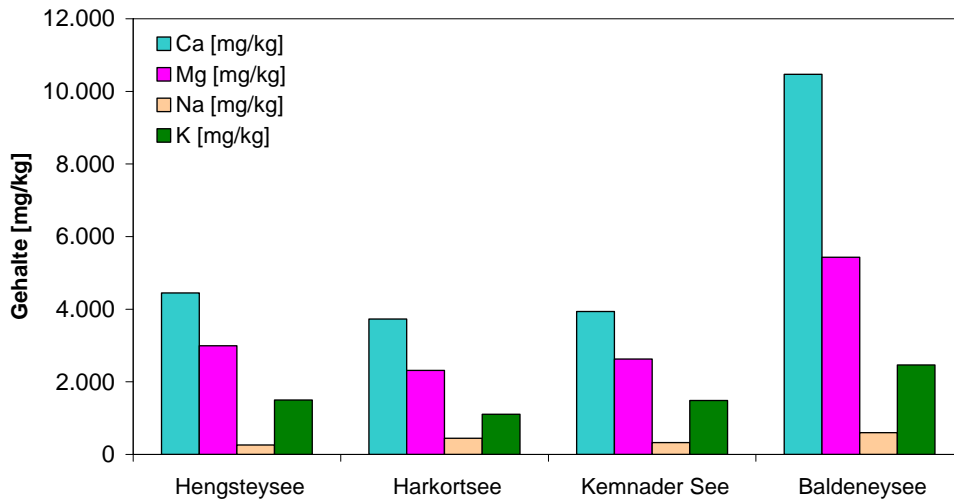


Abb. 7.3-7a

Sedimenteigenschaften: Alkali- und Erdalkali-Ionen

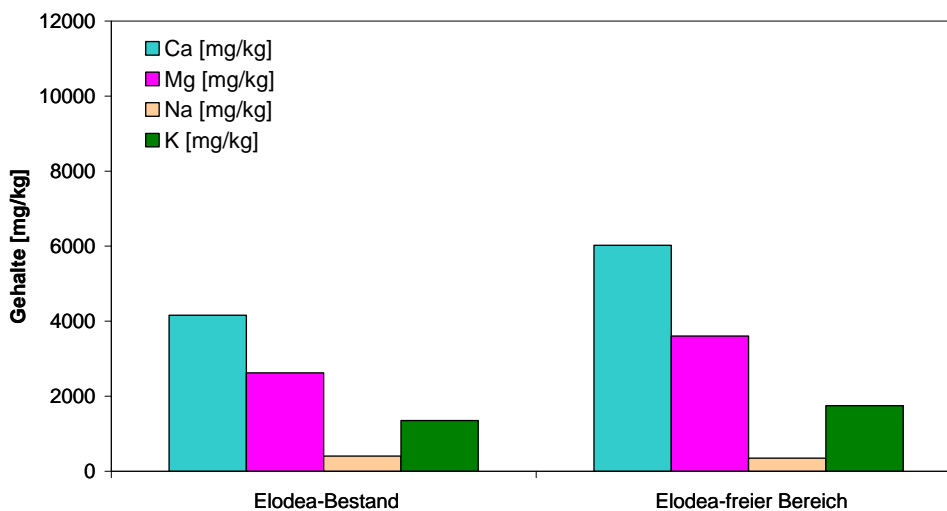


Abb. 7.3-7b

Abb. 7.3-7 a: Mittelwerte der Gehalte an den Alkali- und Erdalkali-Ionen Ca, Mg, K und Na der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees ($\Sigma n = 21$), **b:** Vergleich der Mittelwerte der Alkali- und Erdalkali-Ionengehalte in *Elodea*-bestandenen ($n = 12$) und *Elodea*-freien ($n = 9$) Bereichen der vier Flusstauseen.

Makrophyten sind in ihrem Vorkommen stark an Kalkgehalt und pH-Wert angepasst. Pflanzengemeinschaften silikatischer und carbonatischer Gewässer unterscheiden sich in der Regel deutlich sowohl in der Artenzusammensetzung der Makrophyten als auch des Phytobenthos und Phytoplanktons. BLOEMENDAAL & ROELOFS (1988) unterteilen die Wasserpflanzenarten nach diesen geochemischen Ansprüchen (Tab. 7.3-1):

Tab. 7.3-1: Geochemische Klassifikation der aquatischen Makrophyten (nach: BLOEMENDAAL & ROELOFS (eds.) 1988)

pH-Wert	Alkanität	Ionen-Typ
Arten saurer Gewässer	Arten ungepufferter Gewässer	Bicarbonat-Typ
Arten überwiegend schwach saurer Gewässer	Arten sehr weichen Wassers	Chlorid-Typ
Arten schwach saurer bis circumneutraler Gewässer	Arten weichen Wassers	Sulfat-Typ
Arten circumneutraler bis alkalische Gewässer	Arten mäßig harten Wassers	Indifferente Arten
Arten alkalischer Gewässer	Arten harten Wassers	
Indifferente Arten	Arten sehr harten Wassers	
	Indifferente Arten	

Eine Auswertung des Vorkommens gemäß des Klassifikationsschemas von BLOEMENDAAL & ROELOFS (1988) ergab für *Elodea canadensis* eine Präferenz für mäßig kalkreiche Böden. Der Kalkgehalt lag im Durchschnitt bei 58,7 $\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht, was einem Calcium-Gehalt von 2353 mg/kg entspricht.

Elodea nuttallii wird dagegen als indifferent gegenüber Kalkgehalten der Sedimente eingestuft. Der Mittelwert des Kalkgehaltes von Sedimenten mit Vorkommen von *Elodea nuttallii* lag bei dieser Studie (115 versch. Standorte) bei 206 $\mu\text{mol/g}$, was einem Calcium-Gehalt von 8.256 mg/kg entspricht. Da *Elodea nuttallii* jedoch keine Präferenz für bestimmte Kalkgehalte zeigt, wurde sie sowohl auf Standorten mit Calcium-Gehalten < 4 mg/kg als auch über 24.000 mg/kg gefunden. Die meisten Standorte wiesen jedoch Calcium-Gehalte von 2.000 g/kg bis 8.000 mg/kg auf. Die Sedimente von Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See liegen ebenfalls in diesem Bereich.

Der Baldeneysee weist zwar mit im Mittel 10.467 mg/kg Calcium deutlich höhere Werte als die anderen drei Stauseen auf, er liegt aber noch in dem Bereich, in dem auch in den Niederlanden noch *Elodea nuttallii* nachgewiesen wurde. Grund für die höhere Calcium-Gehalte des Baldeneysees dürften in den Grubenwässereinleitungen der Zeche Heinrich liegen,

deren hohe Kalkgehalte (Kap. 7.2.1) durch Phytoplankton biogen gefällt werden können und damit den Kalkgehalt der Sedimente erhöhen. Es ist daher davon auszugehen, dass der erhöhte Calciumgehalt der Sedimente wahrscheinlich nicht der Grund für das Fehlen eines Massenaufkommens dieser Art ist.

Um dies jedoch auch experimentell zu prüfen, wurde *Elodea nuttallii* in Aquarien mit Wasser des Kemnader Stausees und mit künstlich erhöhten Kalkgehalten kultiviert. Die in Kap. 7.7 näher diskutierten Experimente zeigten jedoch keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Zuwachsraten von *Elodea nuttallii* (OTTEN, 2006).

Sedimenteigenschaften: Schwermetalle

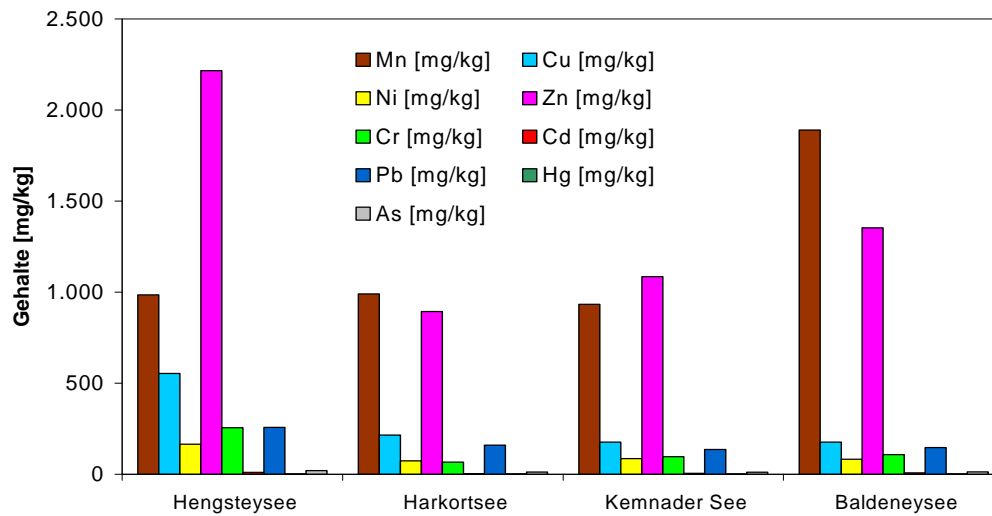


Abb. 7.3-8a:

Sedimenteigenschaften: Schwermetalle

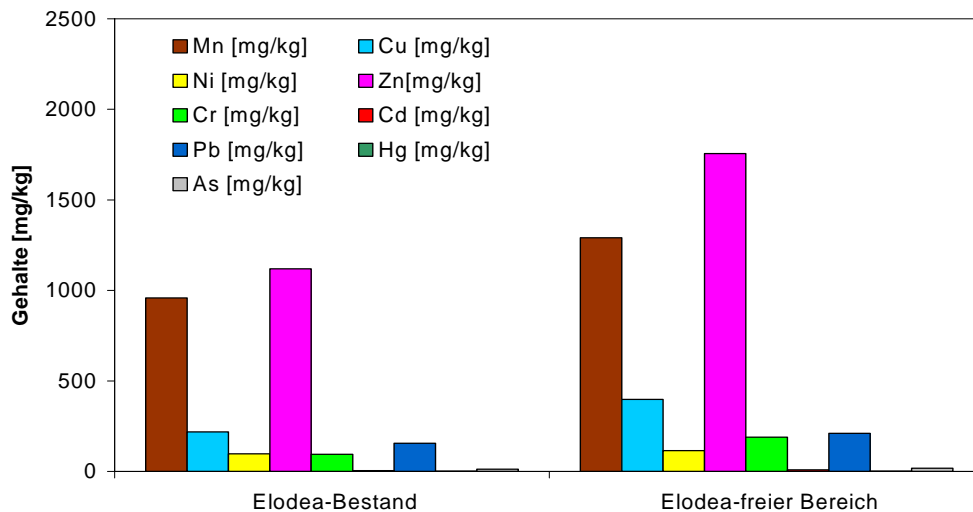


Abb. 7.3-8b:

Abb. 7.3-8a: Mittelwerte der Schwermetallgehalte der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees ($\Sigma n = 21$),

b: Vergleich der Mittelwerte der Schwermetallgehalte der Sedimente in *Elodea*-bestandenen ($n = 12$) und *Elodea*-freien ($n = 9$) Bereichen der vier Flusstauseen

Die Untersuchungen der Schwermetallgehalte der Seesedimente (Abb. 7.3-8) zeigen nur wenige Unterschiede und liegen im Mittelwert - mit einer Ausnahme (Hengsteysee: Cd-Mittelwert 2004/2005: 11 mg/kg Trockengewicht; Grenzwert Klärschlamm-Verordnung: 10 mg/kg Trockengewicht) - unter den Grenzwerten der Klärschlamm-Verordnung (BGBl 1992). Der Hengsteysee besitzt im Mittel doppelt so hohe Zink- und Kupfer-Gehalte im Sediment wie die anderen drei Flusseen. Im Baldeneysee ist im Vergleich zu den anderen drei Flusseen der Mangan-Gehalt ca. doppelt so hoch. Alle nachgewiesenen Schwermetallgehalte in den Sedimenten beeinflussen in diesen moderaten Konzentrationen das Wachstum von Makrophyten jedoch nicht. Der Vergleich der Schwermetallgehalte in mit *Elodea*

bewachsenen Sedimenten und Sedimenten aus makrophytenfreien Bereichen zeigt etwas höhere Konzentrationen in den Sedimenten aus *Elodea*-freien Bereichen (Abb. 7.3-8 b), jedoch ist dieser Unterschied statistisch nicht signifikant (Tab. 7.3-2). Ein Vergleich der

Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten und in *Elodea* selbst zeigte auch, dass *Elodea nuttallii* nicht in der Lage ist, gezielt Schwermetalle aufzunehmen und anzureichern und damit als Ursache für die geringfügigen Unterschiede ausscheidet.

Tab. 7.3-2: Ergebnis des Mann-Whitney U-Tests für den Vergleich der Sedimenteigenschaften von *Elodea*-bestandenen und *Elodea*-freien Bereichen.

	U	Z	p-Niveau
Wassergehalt	35,5	0,0468	0,96
Glührückstand	40,5	-0,9594	0,34
Glühverlust	40	0,9949	0,32
NH ₄ - N	42	-0,8528	0,39
Org. - N	50	-0,2843	0,78
Gesamt - N	50	-0,2843	0,78
Gesamt - P	40	-0,9950	0,32
Cl	30,5	-1,4435	0,15
SO ₄	39	1,0660	0,29
F	36	1,2792	0,20
Fe	46	-0,5685	0,57
Mn	43	-0,7817	0,43
Cu	45,5	-0,6041	0,55
Ni	49,5	0,3198	0,75
Zn	42	-0,8528	0,39
Cr	50,5	-0,2487	0,80
Cd	37	-1,2081	0,23
Pb	48	-0,4264	0,67
Hg	41	0,9239	0,36
As	34	-1,4213	0,16
Ca	41	-0,9239	0,36
Mg	36,5	-1,2437	0,21
Na	53,5	0,0355	0,97
K	44	-0,7107	0,48

Fazit

Die Unterschiede in den chemischen Eigenschaften der Sedimente sind gering und bewegen sich im Bereich örtlicher Schwankungen. Im Mittel weisen die Sedimente des Hengsteysee einen höheren organischen Schlammgehalt, höhere Nährstoffkonzentrationen und auch zumeist die höheren Schwermetallkonzentrationen auf.

Mit *Elodea* bestandene Bereiche unterscheiden sich in ihren Sedimenteigenschaften nicht von *Elodea*-freien Zonen.

Die vorliegenden Sedimentuntersuchungen liefern keine Hinweise darauf, dass das Vorkommen oder Fehlen von *Elodea* mit chemischen Eigenschaften der Sedimente erklärt werden könnte.

7.4 Bestandserfassung Makrophyten

Die Ergebnisse der Bestandserfassung der Makrophyten betrachtet zunächst das in den Ruhrstauseen vorgefundene Artenspektrum an aquatischen Makrophyten (Tab. 7.4-1). Werden diese gemäß ihrer Seltenheit klassifiziert (vgl. Tab. 1-1) so sind von den 22 vorkommenden Arten 9 als gefährdet in der Roten Liste NRW (Stand Sept. 1999) geführt. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Vorkommen aller Makrophyten-Taxa, die 2005 und 2006 im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee nachgewiesen wurden, in ihren relativen Anteilen kartografisch; Die Häufigkeitsklasse nach Kohler bleibt in den folgenden Grafiken unberücksichtigt.

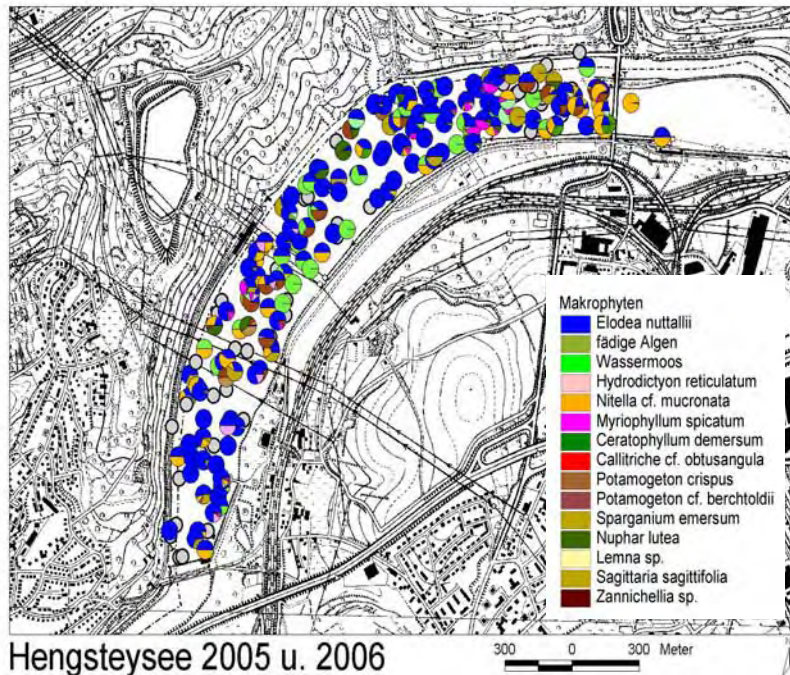
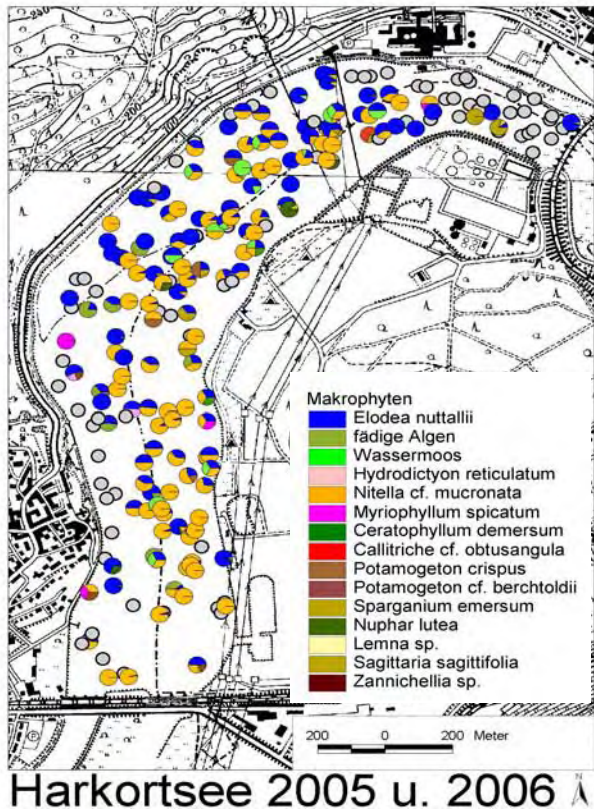


Abb. 7.4-1: Makrophytenvorkommen 2005-2006 im Hengsteysee: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa (grau: ohne Nachweis).

ziehen sich weiter See abwärts bis zum Wehr. Im unmittelbaren Bereich vor dem Wehr fehlen Makrophyten. Das Verbreitungsmuster der Makrophyten zeigt für *Elodea nuttallii* den deutlichen Einfluss der Strömung. Im stärker durchströmten Einlaufbereich, im Ablaufbereich des Köppchen-Werks und vor dem Wehr, wo die Strömung gezielt in Richtung der sich in Betrieb befindlichen Turbinen läuft, ist *Elodea nuttallii* nur in geringeren Anteilen zu finden. Ersetzt wird sie dort zumeist von *Nitella mucronata*, die aufgrund ihres niedrigen Wuchses und der nur geringen Angriffsfläche für Strömung durch fadenförmige Thalli eine höhere Strömungsresistenz aufweist. *Myriophyllum spicatum* findet sich in höheren relativen Anteilen nur im Bereich der Insel Villa Funke. Im Vergleich zu den anderen Ruhrstauseen weist der Hengsteysee die höchste Artenvielfalt auf. In Jahren mit Massenentwicklungen ist die Artendiversität trotz der hohen Taxazahl aufgrund des flächenmäßig eudominanten Vorkommens von *Elodea nuttallii* relativ gering.

Im Vergleich zum Hengsteysee ist im Harkortsee der vor allem im Jahr 2006 verhältnismäßig hohe Anteil von *Nitella mucronata* auffällig. Dieser setzt unterhalb der Kläranlage ein und zeigt kein weiter räumlich differenziertes Verteilungsmuster.

Die Abb. 7.4-1 zeigt, dass *Elodea nuttallii* nicht in der gesamten Seefläche des Hengsteysees die Makrophytenbestände dominiert. Im Mündungsbereich der Ruhr finden sich vor allem fädige Grünalgen und Wassermoose und auch der relative Anteil der Glanzleuchteralge *Nitella mucronata* ist relativ hoch. Im Auslaufbereich des Köppchen-Werks geht der relative Anteil von *Elodea nuttallii* stark zu Gunsten von Wassermoosen zurück. Aber auch Bereiche, in denen keine Makrophyten nachgewiesen werden konnten, finden sich hier und

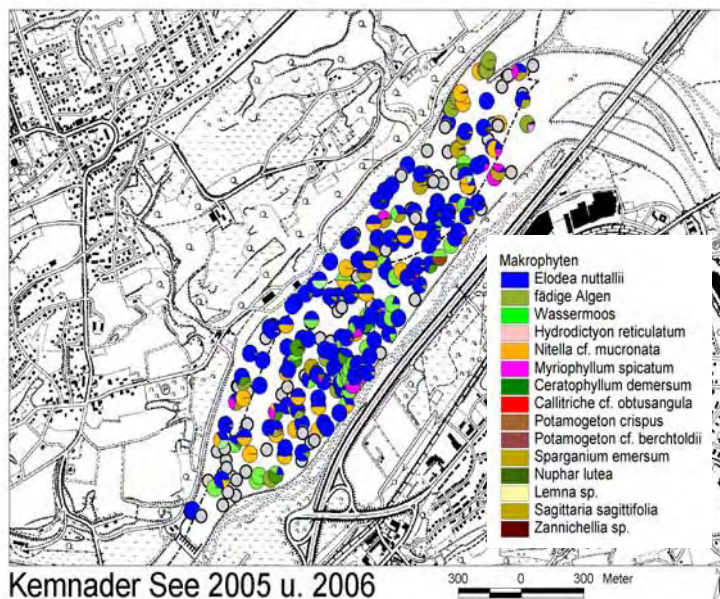


Im rechten Uferbereich finden sich Bereiche, in denen nie Makrophyten nachgewiesen wurden, hier verläuft das alte Ruhrbett mit höheren Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen von 4-5 m. Wie auch am Hengsteysee fehlen im Einlaufbereich der Ruhr im Harkortsee Makrophyten (Ausnahme: ein vereinzelt Vorkommen von *Elodea nuttallii* im strömungsberuhigten Bereich am Anleger am rechten Ufer hinter einem Brückenpfeiler.

Im Vergleich zum Hengsteysee ist die Makrophytenvegetation des Harkortsees weniger divers und artenärmer.

Abb. 7.4-2: Makrophytenvorkommen 2005-2006 im Harkortsee: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa (grau: ohne Nachweis).

Wie im Hengsteysee dominiert auch im Kemnader See (Abb. 7.4-3) *Elodea nuttallii* in weiten Bereichen der Seefläche. Sie fehlt wiederum im Einmündungsbereich der Ruhr aufgrund der dort noch gegebenen höheren Strömungsgeschwindigkeiten. Zudem fehlt sie im Mündungsarm des Ölbachs. Hier ist in erster Linie die veränderte Wasserqualität, durch die erhöhte Salinität der Grubenwassereinleitung der Zeche Robert Müser, der verbreitungsbestimmende Faktor.



In diesem Bereich dominieren fädige Grünalgen, die wie ein Teppich weite Bereiche der Gewässersohle überziehen. *Nitella mucronata* folgt als nächste Art, ehe außerhalb der sich über Grund erstreckenden Fahne der Ölbachmündung auch das Vorkommen von *Elodea nuttallii* einsetzt. In direkter Wehrnähe fehlen auch im Kemnader See die Makrophyten.

Abb. 7.4-3: Makrophytenvorkommen 2005-2006 im Kemnader See: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa.

Anders als in den drei oberhalb gelegenen Ruhrstauseen ist der größte Teil der Seefläche des Baldeneysees makrophytenfrei. Weit verbreitet im Uferbereich ist die Gelbe Teichrose *Nuphar lutea*. Diese ist z.T. vergesellschaftet mit *Callitriche cf. obtusangula* und lokal auch mit *Elodea nuttallii*. Der Bereich des Vogelschutzgebietes am rechten Ufer im Ruhrbogen ist mit ausgedehnten Teichrosenfeldern bestanden. Vorgelagert dazu kommen 2006 zu einem kleinen Bestand von *Elodea nuttallii*, *Callitriche cf. obtusangula* und auch *Nitella mucronata* hinzu.

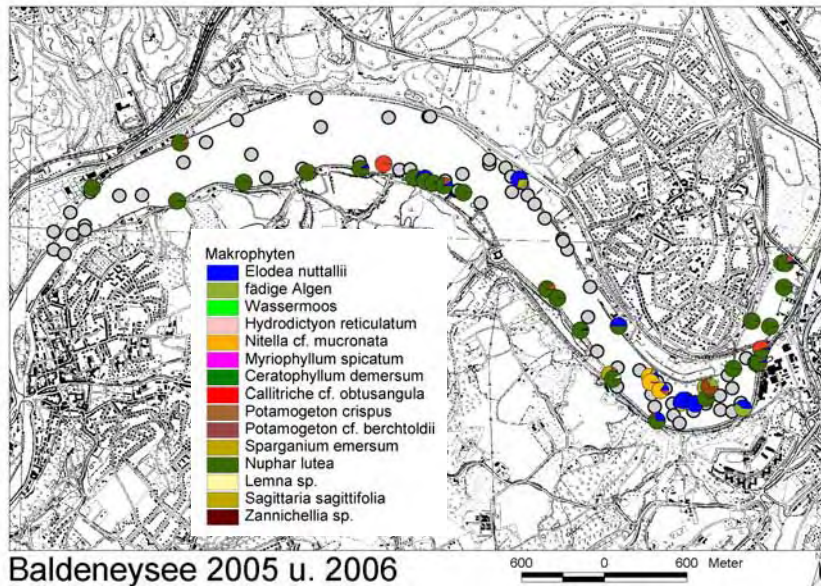
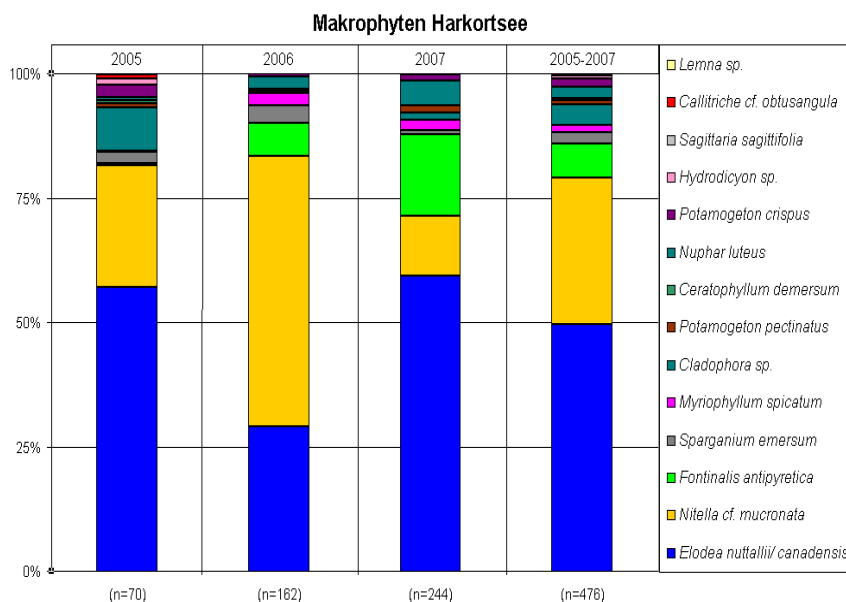


Abb. 7.4-4: Makrophytenvorkommen 2005 - 2006 im Baldeneysee: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa

2007 blieb das Artenspektrum der Vorjahre erhalten, hinzu kommt ein Einzelfund von *Zannichellia palustris* aus dem Baldeneysee.

Betrachtet man die prozentualen Anteile der Arten für die einzelnen Vegetationsperioden, so fällt eine jährliche Verschiebung der Anteile der verschiedenen Makrophyten innerhalb der Bestände auf. *Elodea nuttallii* bleibt aber immer dominant und wird nur lokal von anderen Makrophyten überwachsen. Die Dominanzen anderer Makrophyten über *Elodea nuttallii* haben jedoch durch den Fließgewässercharakter der Seen mit winterlichen Hochwässern keinen Bestand. Zum Beispiel gingen die Bestände von *Nitella cf. mucronata* (Abb.7.4-5), die als wintergrüne Armleuchteralge natürlicherweise in den Gewässern verbleibt und die 2006



im Harkortsee einen größeren Anteil einnahm, 2007 wieder zurück. Weitere Grafiken zu den prozentualen Anteilen in den anderen Seen sind dem Anhang angefügt.

Abb. 7.4-5: Harkortsee, Prozentuale Anteile der Makrophyten in den Jahren 2005-2007

Werden alle im Projekt nachgewiesenen Arten gemäß des geochemischen Klassifikationssystem von BLOEMENDAAL & ROELOFS (1988) gruppiert, so zeigt sich eine deutliche Präferenz zu circumneutralen bis alkalischen, harten und damit auch bicarbonatreichen Gewässern (vgl. 7.4-6a bis 7.4-6c).

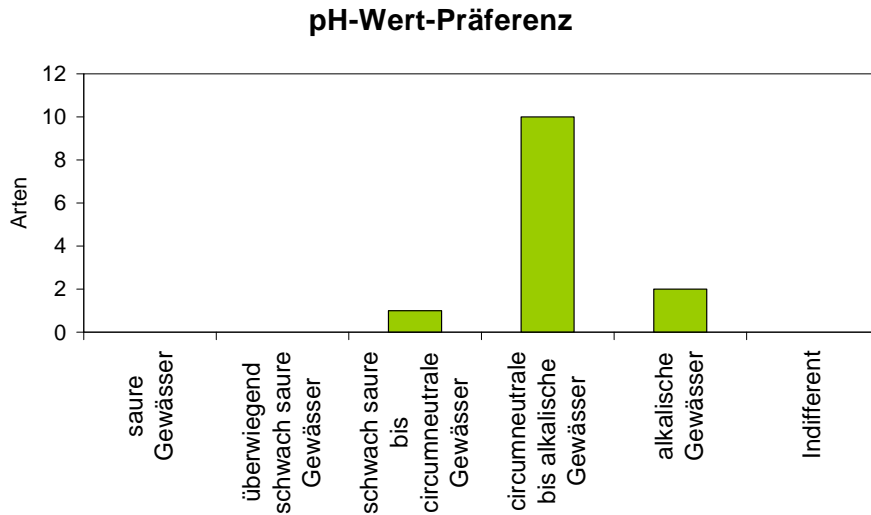


Abb. 7.4-6a

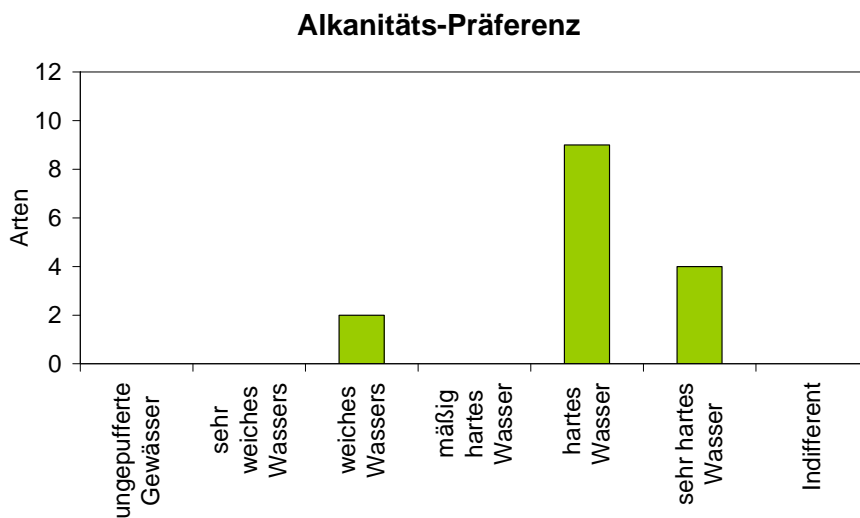


Abb. 7.4-6b

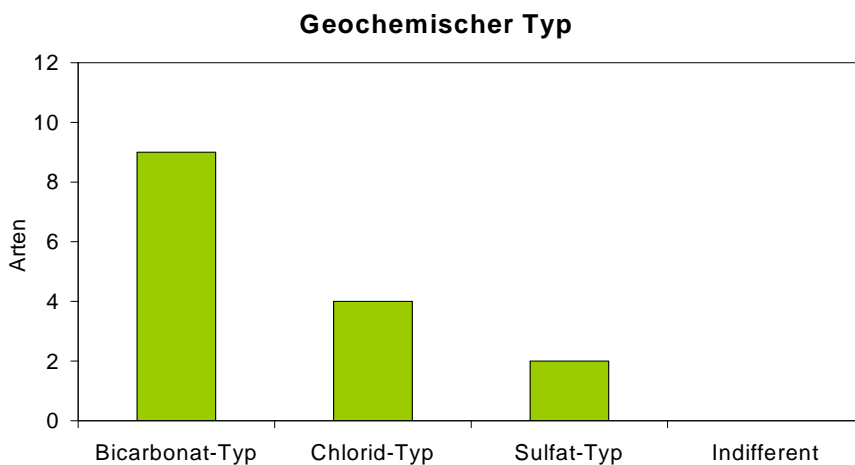


Abb. 7.4-6c

Abb. 7.4-6a-c: Zuordnung der Makrophytenarten der Ruhrstauseen in das geochemische Klassifikationssystem von BLOEMENDAAL & ROELOFS (1988)

Diese Zuordnung entspricht der Gewässertypologie der Fließgewässer Deutschlands (POTTGIESSER 2003). Hier wird die Ruhr im Bereich der Flusstauseen dem Typ 9.2 Großer Fluss des Mittelgebirges zugeordnet, der nicht mehr eindeutig als silikatisch oder karbonatisch eingestuft werden kann. Im Ruhr-Einzugsgebiet kommen neben silikatischen Fließgewässern des Typs 5 - Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche und 9 - Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse auch karbonatische Gewässer des Typs 7 - Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche vor, die diese Übergangstellung zwischen karbonatischen und silikatischen Gewässern verursachen. Hierdurch wird das Vorkommen von Weichwasserarten wie *Myriophyllum alterniflorum* (Wechselblütiges Tausendblatt) neben Arten, die sehr hartes Wasser bevorzugen, wie z.B. *Ceratophyllum submersum* (Glattes Hornkraut) erst ermöglicht.

Einleitungen von Grubenwässern erhöhen im Bereich der Ruhrstauseen zudem den karbonatischen Charakter des Ruhrwassers (vgl. Kap. 7.2.1), wodurch unter Berücksichtigung nicht nur der Artenzahl sondern auch deren Abundanz die Hartwasserarten des Bicarbonat-Typs dominieren. Da die Grubenwässer zudem einen hohen Chlorid- und Sulfatgehalt aufweisen (Ruhrgütebericht 2003) wird hierdurch das Vorkommen von Arten des Chlorid-Typs (z.B. *Potamogeton pectinatus* (Gewöhnliches Kamm-Laichkraut)) und des Sulfat-Typs (z.B. *Callitriche hamulata* (Haken-Wasserstern)) gefördert.

Bei der Bewertung von Gewässern anhand des Vorkommens aquatischer Makrophyten werden diese im Sinne der EU-WRRL mit dem potenziell natürlichen Zustand des entsprechenden Gewässertyps verglichen. Ein zu diesem Zweck entwickeltes Verfahren ist PHYLIB

(Ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-WRRL. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; SCHAUMBURG et al. 2006). Hierbei werden die nachgewiesenen Makrophytenarten für jeden Gewässertyp in drei Gruppen unterteilt: (aus: PHYLIB-Verfahren: SCHAUMBURG et al. 2004):

Artengruppe A: enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren und somit als typspezifisch bezeichnet werden können. Ausgeschlossen werden dabei Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässer liegen.

Artengruppe B: umfasst alle Taxa mit breiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Verbreitungsschwerpunkt im mittleren Belastungsbereich. Je nach Belastung der Stellen kommen diese neutralen Arten gemeinsam mit unterschiedlich hohen Anteilen der anderen Gruppen vor.

In **Artengruppe C** werden Störanzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Stellen zeigen und höchstens in geringen Mengen an Referenzstellen auftreten.

Abb. 7.4-7 zeigt die relativen Anteil der Gesamtabundanzen der Artengruppen einer Probestelle. Innerhalb eines Gewässertyps nimmt mit zunehmender Degradation der Anteil der Störungsanzeiger zu und der Referenzarten ab. Neutrale Arten sollten außer in natürlichen oder sehr stark gestörten Bereichen in Ihren Abundanzen den höchsten Anteil aufweisen.

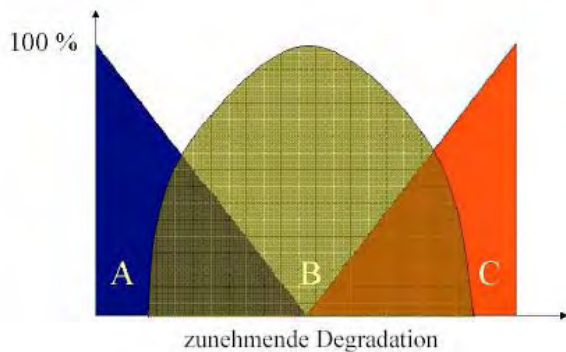


Abb. 7.4-7: Schematisierte Verteilung der Artengruppen an den Probestellen innerhalb eines Gewässertyps (aus: SCHAUMBURG et al 2004)

Soll das Bewertungsverfahren PHYLIB auf die Makrophytengesellschaften der Ruhrstauseen angewendet werden, so stellt sich zunächst die Frage nach der Referenzsituation. Durch das Aufstauen der Ruhr zu Flusstauseen haben diese Bereiche ihren Fließgewässercharakter verloren und die Kategorie gewechselt zu Stillgewässern. Die Bestandsaufnahme nach WRRL 2004 stuft diese Bereiche daher als „erheblich veränderte Wasserkörper“ ein. Für das Potenzial als Bewertungskategorie für erheblich veränderte Wasserkörper fehlt zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch jedes Bewertungsverfahren.

Sollen die Ruhrstauseen als Stillgewässer bewertet werden, so wären sie typologisch dem Seen-Typ 6 (ungeschichtete, kalziumreiche kleine Seen des Mittelgebirges) der LAWA zuzuordnen. Da das PHYLIB Verfahren jedoch nur zwischen vier Gewässertypen unterscheidet (Tab. 7.4-1) und die Grenze zwischen silikatisch und karbonatisch geprägten Gewässern hier nach MATHES et al. (2002) bei 15 mg/l Kalzium definiert wird, existiert für den entsprechenden Typ des polymiktischen karbonatischen Wasserkörper des Mittelgebirges, dem die künstlich geschaffenen Ruhrstauseen am stärksten ähneln sollten, kein Bewertungsverfahren.

Tab. 7.4-1: Makrophyten-Typologie für Seen nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2004)

Abkürzung	Typbezeichnung
MTS	Stellen silikatisch geprägter Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes
AK(s)	Stellen karbonatischer Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK) incl. Untertyp extrem steile Stellen der karbonatischen Alpenseen (AKs)
TKg	Stellen stabil geschichteter karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes
TKp	Stellen polymiktischer karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes

Daher bietet das PHYLIB-Verfahren für die Ruhrstauseen nur die Möglichkeit, diese als Fließgewässer zu bewerten. Abweichend von der LAWA-Typologie für Fließgewässer unterscheidet das PHYLIB-Verfahren für Makrophyten nur zwischen sieben verschiedenen Gewässertypen (Tab. 7.4-2).

Tab. 7.4-2: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2004)

Abkürzung	Typbezeichnung
TNg	große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN	mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TR	rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
MRS	silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen
MRK	karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen
MP(G).	potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MP), incl Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)
Mg	große Ströme der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen

Die Ruhr im Bereich der Flusstauseen ist damit dem Typ MP zuzuordnen. Tabelle 7.4-3 ordnet für diesen Gewässertyp die in den Ruhrstauseen vorkommenden Arten den Artengruppen nach PHYLIB zu. Abb. 7.4-8 zeigt, dass, unter Vernachlässigung der Abundanzen, die Arten, die als Störungsanzeiger für Typ MP eingestuft sind, überwiegen.

Tab. 7.4-3: Nachgewiesene Makrophyten und makrophytische Algenarten mit Einteilung in das Typensystem von PHYLIB (Fließgewässer Typ MP)

Makrophyten	Artengruppe
<i>Nitella mucronata</i> (stachelspitzige Glanzleuchteralge)	A
<i>Callitriche hamulata</i> (Haken-Wasserstern)	A
<i>Callitriche obtusangula</i> (Nußfrüchtiger Wasserstern)	B
<i>Ceratophyllum demersum</i> (Rauhes Hornkraut)	C
<i>Ceratophyllum submersum</i> (Glattes Hornkraut)	
<i>Elodea canadensis</i> (Kanadische Wasserpest)	C
<i>Elodea nuttallii</i> (Nuttall's Wasserpest)	C
<i>Fontinalis antipyretica</i> (Quellmoos)	B
<i>Lemna gibba</i> (Buckelige Wasserlinse)	C
<i>Lemna turionifera</i> (Rote Wasserlinse)	C
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (Wechselblütiges Tausendblatt)	A
<i>Myriophyllum spicatum</i> (Ähriges Tausendblatt)	C
<i>Nuphar lutea</i> (Gelbe Teichrose)	C
<i>Potamogeton alpinus</i> (Alpen-Laichkraut)	A
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (Kleines Laichkraut)	B
<i>Potamogeton crispus</i> (Krauses Laichkraut)	B
<i>Potamogeton pectinatus</i> (Gewöhnliches Kamm-Laichkraut)	C
<i>Ranunculus fluitans</i> (Flutender Hahnenfuß)	B
<i>Sagittaria sagittifolia</i> (Pfeilkraut)	C
<i>Sparganium emersum</i> (Einfacher Igelkolben)	C
<i>Spirodela polyrhiza</i> (Vielwurzelige Teichlinse)	C
<i>Zannichellia palustris</i> (Sumpf-Teichfaden)	C

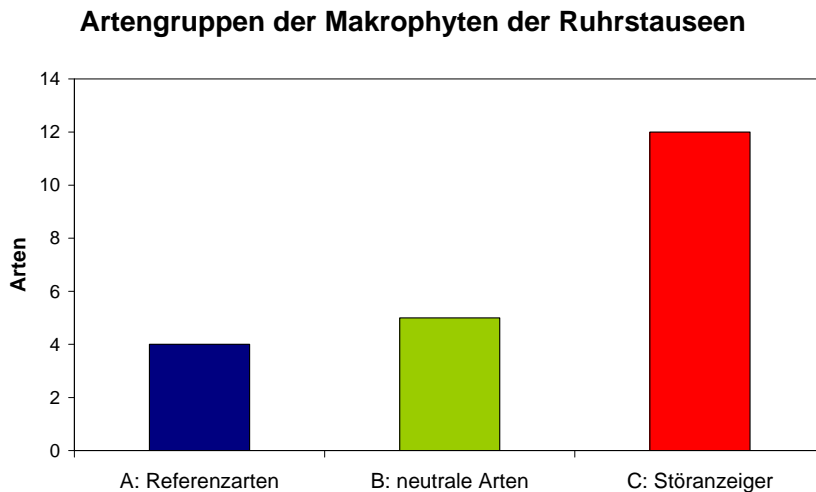


Abb. 7.4-8: Einteilung der in den Ruhrstauseen nachgewiesenen Makrophytenarten in das Artengruppen-System von PHYLIB für den Gewässertyp MP.

Der hohe Anteil an Störanzeigern, der bei Berücksichtigung der Abundanzen sogar noch stärker dominiert, beruht darauf, dass hier die Ist-Situation mit der Situation eines frei fließenden Flusses im Mittelgebirge verglichen wird. Damit ist die bestehende Situation als erheblich veränderter Wasserkörper nicht adäquat zu bewerten. Daher muss auf eine Anwendung des PHYLIB-Verfahrens auf die Makrophytengesellschaften der vier betrachteten Ruhrstauseen verzichtet werden.

Ein anderes Bewertungsverfahren für aquatische Makrophyten nach Vorgaben der WRRL wurde von Dr. van de Weyer entwickelt und nutzt statt Arten deren Wuchsformtypen zur Bewertung, wobei wiederum ein Vergleich mit dem entsprechenden Gewässertyp erfolgt. Für dieses Verfahren liegen jedoch nur Referenzbedingungen für kleine bis mittelgroße Fließgewässer (LUA MERKBLÄTTER 39; 2003), Wasserpflanzengesellschaften des Rheins und seiner Aue (LUA MERKBLÄTTER 40; 2003) sowie für große Seen (v.d. WEYER 2005) vor. Letztere beinhalten zwar mit Baggerseen und Tagebauseen auch künstliche Gewässer, erheblich veränderte Wasserkörper, wie Talsperren und Flussstauseen, sind jedoch nicht enthalten. Ebenso fehlen natürliche ungeschichtete karbonatische Seen des Mittelgebirges, da dieser Seentyp in NRW nicht existiert. Damit besteht bei dem Verfahren von v.d. Weyer dasselbe Problem wie beim PHYLIB-Verfahren, dass eine gewässertypspezifische Referenz als

Maßstab für die Bewertung der Makrophytengesellschaften der Ruhrstauseen fehlt.

7.4.1 Satellitenauswertung

Die Ergebnisse und Analyse der spektralen Signaturen für die einzelnen Klassen des Landsat TM 7 Satellitenbildes vom 29.08.2001 werden in den Abbildungen 7.4-9 und 7.4.1-dargestellt. Durch Interpretation des Reflexionsverhaltens, Vergleich mit Literaturangaben und Ergebnissen der vorangegangenen Makrophytenklassifikation der Ruhrstauseen wird folgende Klassenzuordnung verwendet (Abb. 7.4-9a und 7.4-9b):

1. Freiwasserkörper
2. Vegetation unterhalb Wasseroberfläche
3. geringer Vegetationsbewuchs oberhalb Wasseroberfläche
4. dichter Vegetationsbewuchs oberhalb Wasseroberfläche
5. dichte Litoralvegetation/ Schilfröhricht
6. Litoral mit Bodensicht

Abb. 7.4-9a: Definition der Klassen anhand der spektralen Analyse

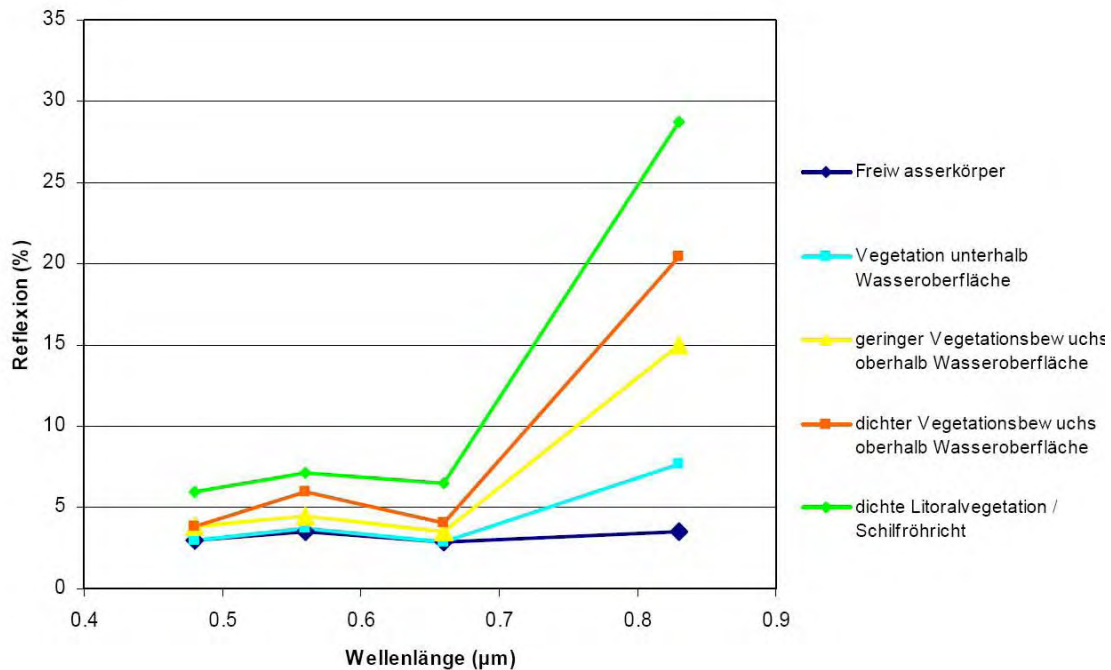


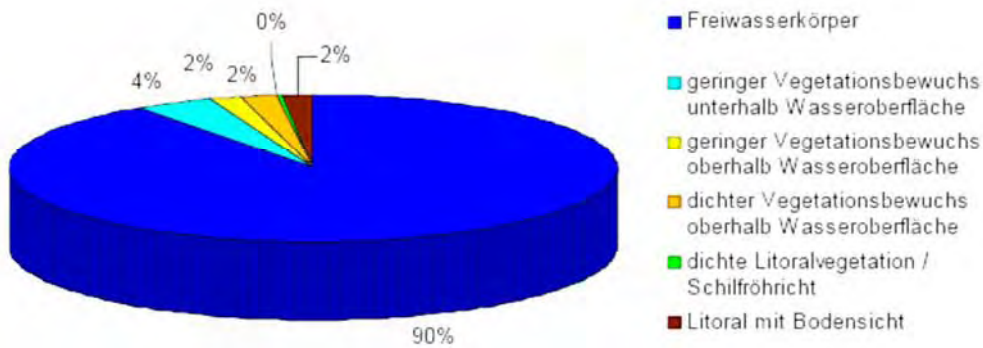
Abb. 7.4-9b: Spektrale Signaturen der einzelnen Klassen des Landsat TM 7 Satellitenbildes vom 29.08.2001.

Die Klasse „Litoral mit Bodensicht“ ist nicht in Abbildung 7.4-9 dargestellt, da diese nicht anhand von Trainingsgebieten sondern vorab mit Hilfe eines Entscheidungskriteriums definiert wurde. „Litoral mit Bodensicht“ ist spektral gekennzeichnet durch einen Reflexionsanstieg zum mittleren Infrarot (MIR). Wasserkörper zeichnen sich hingegen durch Reflexionswerte im MIR nahe null aus. Wenn Reflexionswerte größer 5% im MIR auftraten, wurde deshalb die Fläche als „Litoral mit Bodensicht“ klassifiziert.

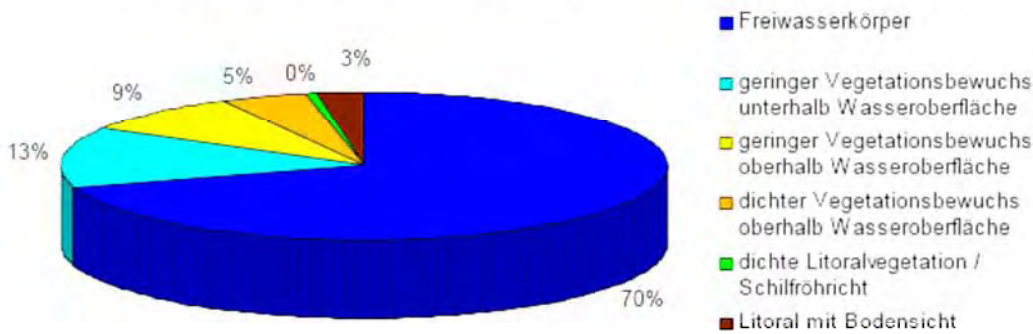
Nachfolgend wird in Abb. 7.4-10 die prozentuale Verteilung der einzelnen spektralen Klassen der vier Ruhrstauseen graphisch dargestellt. Aus den Graphiken ist zu erkennen, dass der Harkortsee den stärksten Vegetationsbewuchs im August 2001 aufwies, gefolgt vom Hengsteysee und Kemnader See. Beim Harkortsee wurden 25% der Fläche als geringer

Vegetationsbewuchs unterhalb der Wasseroberfläche klassifiziert. Dies ist von allen Seen der größte Anteil. Der Baldeneysee weist insgesamt nur einen geringen Makrophytenbewuchs auf.

Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die Klassen allein auf der spektralen Interpretation beruhen, keine Vorortinformation bei der Auswertung vorlag und somit spektrale Uneindeutigkeiten möglich sind, die erst durch eine Überprüfung mit Vorort-Informationen festgestellt bzw. aufgeklärt werden können. Der „dichte Vegetationsbewuchs oberhalb der Wasseroberfläche“ kann zum Beispiel auf Bewuchs mit *Elodea* oder auch auf einen Bewuchs mit Teichrosen (*Nuphar lutea*) zurückzuführen sein. Diese detaillierteren Informationen wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens erhoben, lassen sich jedoch nur bedingt rückwirkend auf die Situation 2001 übertragen.

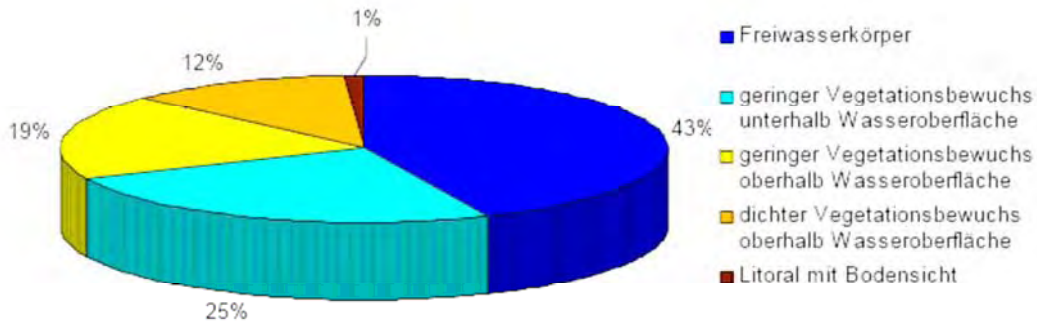


Baldeney See (Landsat TM7 Szene vom 29.08.2001)

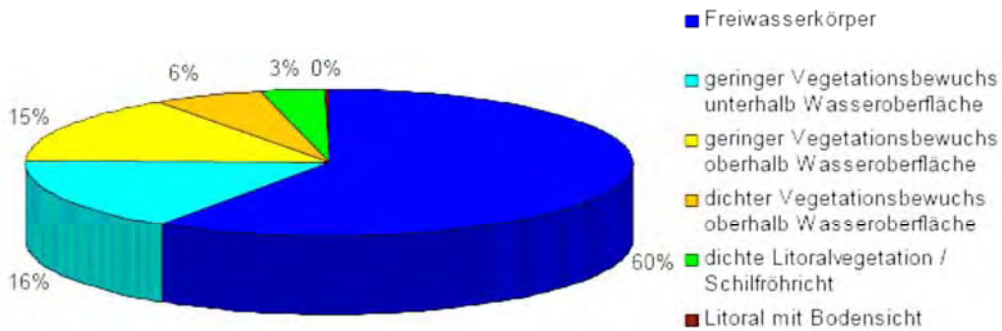


Kemnader See (Landsat TM7 Szene vom 29.08.2001)

7 - Ergebnisse



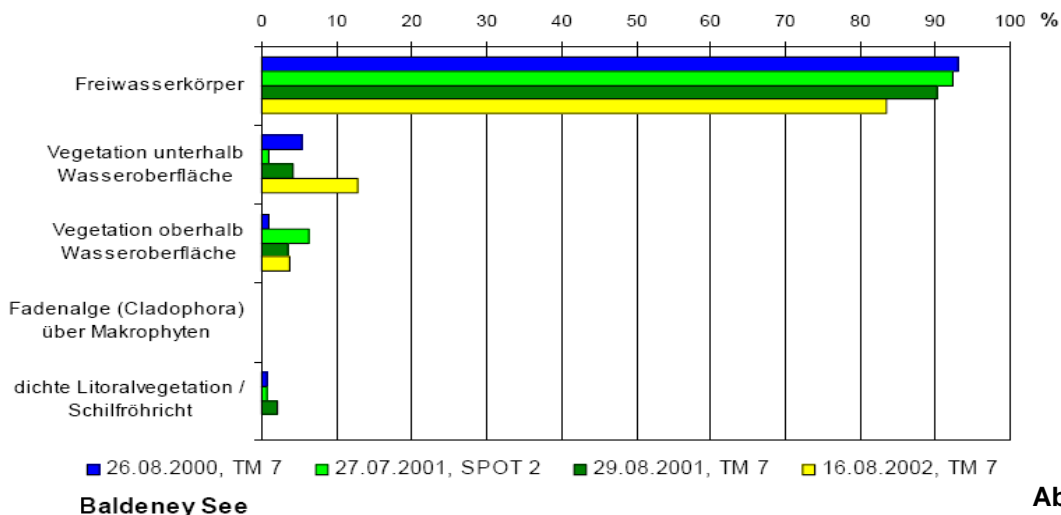
Harkortsee (Landsat TM7 Szene vom 29.08.2001)



Hengsteysee (Landsat TM7 Szene vom 29.08.2001)

Abb. 7.4-10: Prozentuale Verteilung der spektralen Klassen der einzelnen Ruhrstauseen für den 29. August 2001 ermittelt anhand der Landsat TM 7 Szene.

Ein Vergleich der neuen Klassifikationsergebnisse mit den bereits vorliegenden ermöglicht die Beobachtung und Quantifizierung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Makrophyten in den Ruhrstauseen. Für eine Gegenüberstellung der Ergebnisse sind einzelne Klassen in übergeordnete Gruppen zusammengefasst, wie beispielsweise „Vegetation oberhalb Wasseroberfläche“ die Klassen „geringer Vegetationsbewuchs oberhalb Wasseroberfläche“ und „dichter Vegetationsbewuchs oberhalb Wasseroberfläche“ (Abb. 7.4-10) beinhaltet.



Baldeney See

Abb. 7.4-11a

7 - Ergebnisse

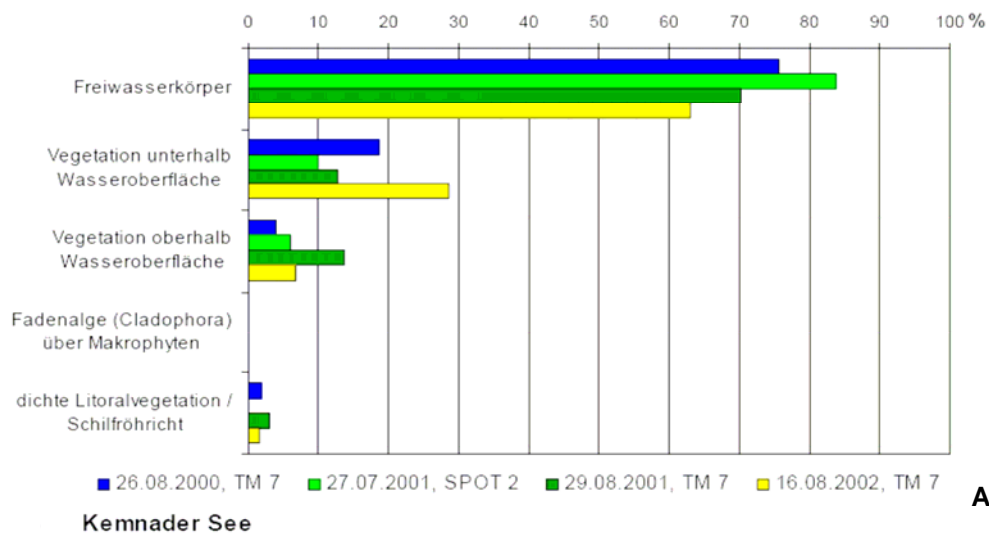


Abb. 7.4-11b

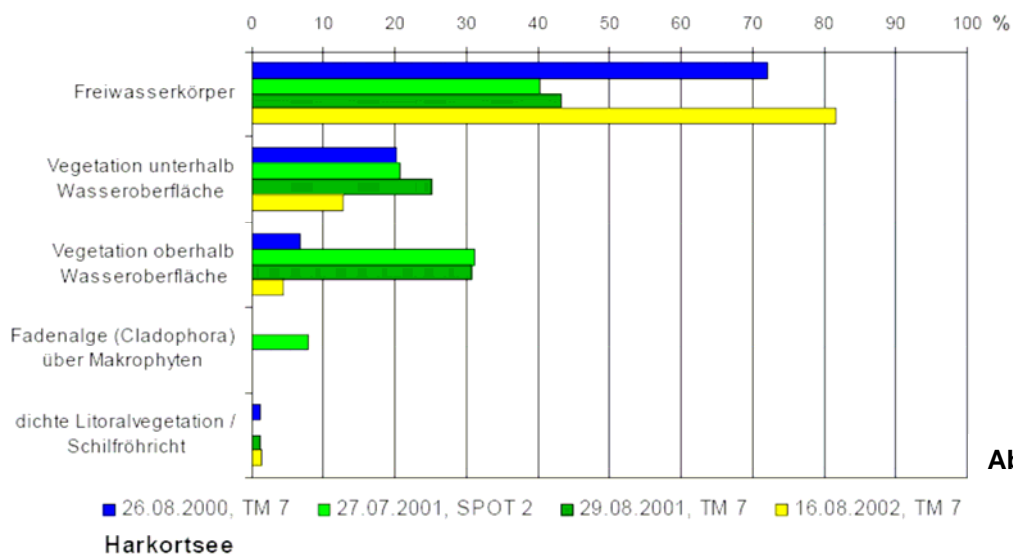


Abb. 7.4-11c

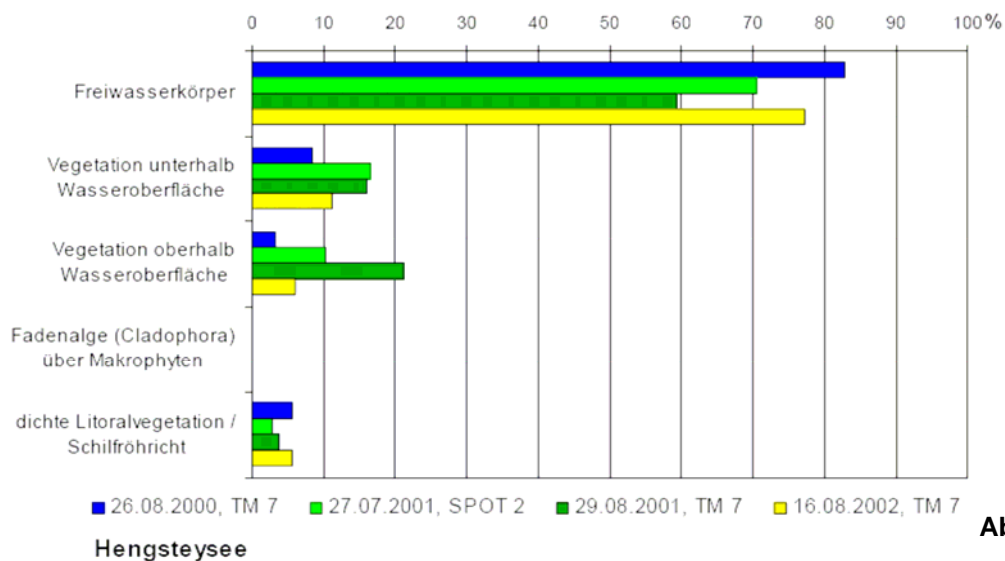


Abb. 7.4-11d

Abb. 7.4-11a-d: Zeitliche Entwicklung der prozentualen Makrophytenverbreitung in den einzelnen Ruhrstauseen in den Jahren 2000 bis 2002. Das Jahr 2002 kann nur bedingt zum Vergleich herangezogen werden (Erläuterung siehe Text).

Die Satellitenszene des Jahres 2002 ist nicht als repräsentativ anzusehen und sollte von der vergleichenden Bewertung ausgeschlossen werden. Der hohe Anteil an „Freiwasserkörper“ sowie „Vegetation unterhalb Wasseroberfläche“, vor allem im Baldeney- und Kemnader See, kann möglicherweise auf eine Flutung der Vegetation in den Seen durch das Augusthochwasser 2002 hindeuten. Die spektrale Auswertung zeigt auf, dass im August 2002 Makrophyten kaum vorhanden oder fast nicht sichtbar waren.

Der Baldeneysee zeichnet sich im Jahr 2001 durch den größten Anteil des Freiwasserkörpers der vier Seen aus, hingegen ist der Vegetationsbewuchs unter- wie oberhalb der Wasseroberfläche gering. Veränderungen des Bewuchses sind innerhalb der Monate Juli bis August nur marginal zu verzeichnen (Abb. 7.4-11a).

Der Kemnader See hat innerhalb eines Monats einen Vegetationszuwachs oberhalb der Wasseroberfläche von knapp über 7 % und unter der Wasseroberfläche von ca. 2 % im Jahr 2001 erreicht (Abb. 7.4-11b). Sehr gut ersichtlich wird dieses im Vergleich der beiden Klassifikationsergebnisse in kartographischer Form. Ausgangspunkt des Wachstums sind der östliche Bereich des Sees sowie ein kleiner Abschnitt des südwestlichen Ufers. Der Freiwasserkörper ist anteilmäßig um ca. 13 % zurückgegangen.

Im Harkortsee konnte im Landsat TM Bild 2001 keine Klasse „Fadenalge (*Cladophora*) über Makrophyten“ ermittelt werden (Abb. 7.4-11c). Insgesamt gesehen liegt der Vegetationsbewuchs im August unterhalb dessen im Juli und ist mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auf den Einsatz des Mähbootes während dieses Jahres zurückzuführen. Laut Ruhrgütebericht 2001 wurden auf einer Fläche von 15 ha in den Bereichen des stärksten Bewuchses gemäht. Betroffen waren vor allem Bereiche mit auf der Oberfläche auftreibenden Fadenalgen und darunter wachsenden Makrophyten befreit wurden. Insgesamt sind 1.125 t (Feuchtgewicht) Biomasse entfernt worden. Die Satellitenauswertungen zeigen, dass im Sommer 2001 der Flächenanteil der Vegetation oberhalb der Wasseroberfläche („Fadenalge (*Cladophora*) über Makrophyten“ zusammengerechnet mit „Vegetation oberhalb Wasseroberfläche“) um 12,5 ha abnahm (siehe Tab. 7.4-4). Der Flächenanteil der Vegetation unterhalb der Wasseroberfläche nahm hingegen bis August um ca. 4 ha zu.

Besonders interessant ist der Vergleich zwischen Juli und August 2001 für den Hengsteysee (Abb. 7.4.1-4d). Dort ist ein Vegetationszuwachs auf der Wasseroberfläche von ca. 11 ha Fläche zu verzeichnen. Der Feiwasserkörper nimmt hingegen um rund 16,7 ha ab (Tab. 7.4-4).

7 - Ergebnisse

Tab. 7.4-4: Angaben über die flächenhafte Verteilung der spektralen Klassen in den Jahren 2000 bis 2002 (Flächenangabe in ha). Das Jahr 2002 sollte nur bedingt mit den vorherigen beiden Jahren verglichen werden (Erläuterung siehe Text).

Spektrale Klassen	Baldeney See				Kemnader See				Harkortsee				Hengsteysee			
	2000 TM	2001 SPOT	2001 TM	2002 TM	2000 TM	2001 SPOT	2001 TM	2002 TM	2000 TM	2001 SPOT	2001 TM	2002 TM	2000 TM	2001 SPOT	2001 TM	2002 TM
Freiwasserkörper [ha]	202,0	208,8	195,9	181,0	86,7	102,2	80,6	72,3	81,1	48,4	48,7	91,9	88,4	79,9	63,2	82,4
Vegetation unterhalb Wasser- oberfläche [ha]	11,6	2,0	9,4	27,9	21,4	12,2	14,8	32,8	22,8	24,9	28,2	14,3	9,0	18,6	17,1	11,8
Vegetation oberhalb Wasser- oberfläche [ha]	2,1	14,0	7,5	8,0	4,4	7,4	15,8	7,7	7,5	37,5	34,5	4,9	3,5	11,7	22,6	6,4
Fadenalge (Cladophora) über Makrophyten [ha]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dichte Litoralvegetation/ Schilfröhricht [ha]	1,5	1,5	4,4	0,3	2,2	0,4	3,4	1,9	1,3	0,0	1,3	1,5	5,9	3,2	3,9	6,0

7 - Ergebnisse

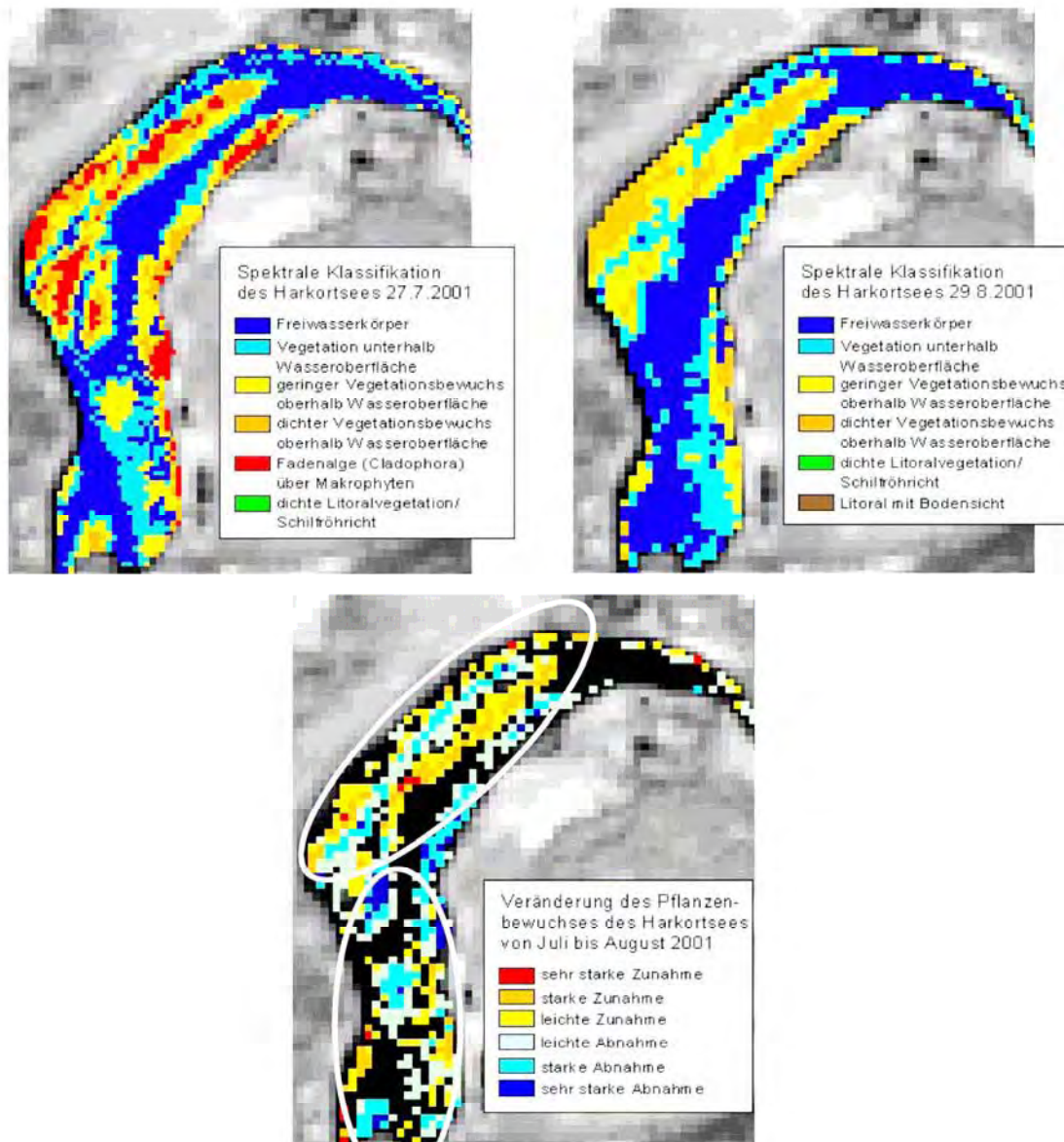


Abb. 7.4-12 Darstellung der Veränderung des Pflanzenbewuchses des Harkortsees von Juli bis August 2001.

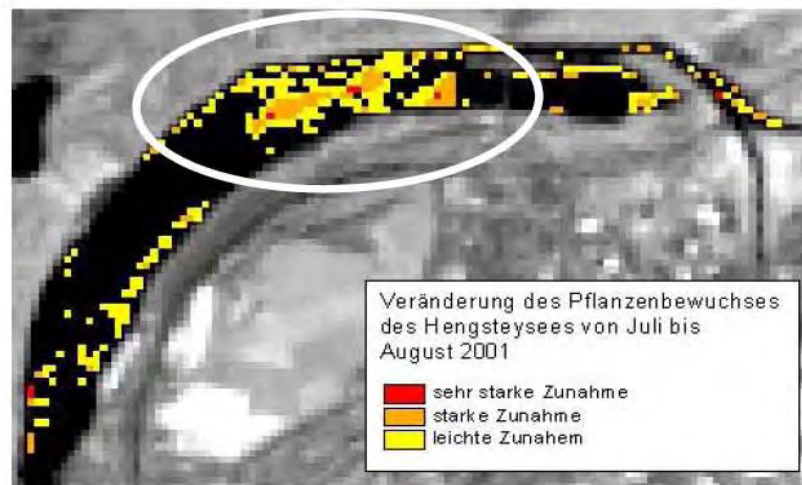
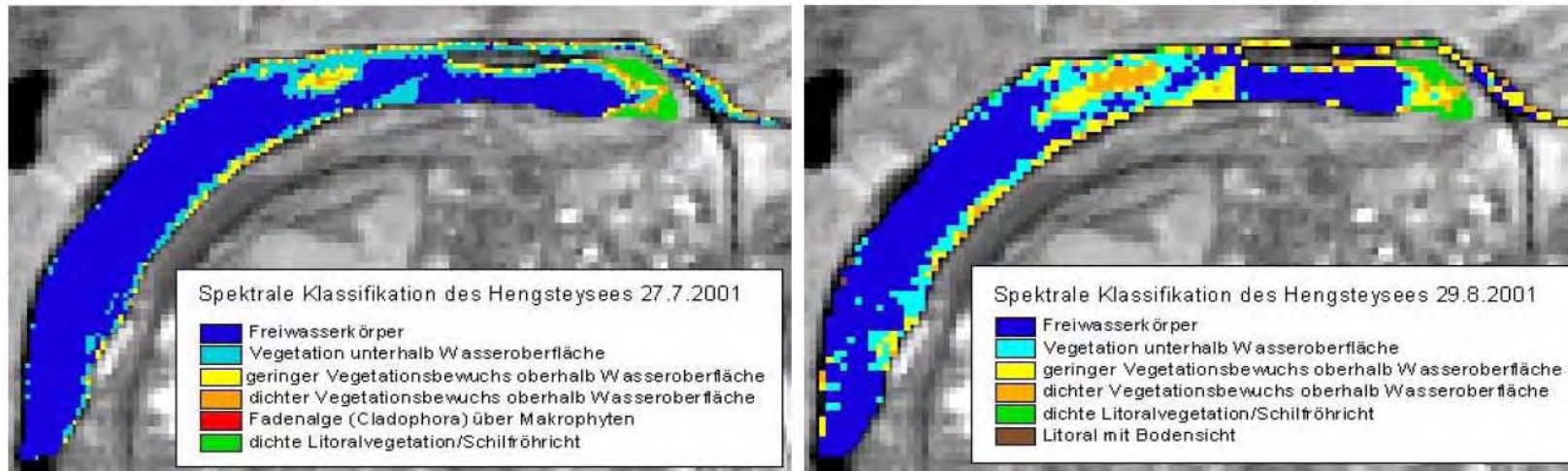


Abb. 7.4-13: Darstellung der Veränderung des Pflanzenbewuchses des Hengsteysees, Juli bis August 2001

Spektrale Klassifikation des Harkort- und Hengsteyes 29.8.2001

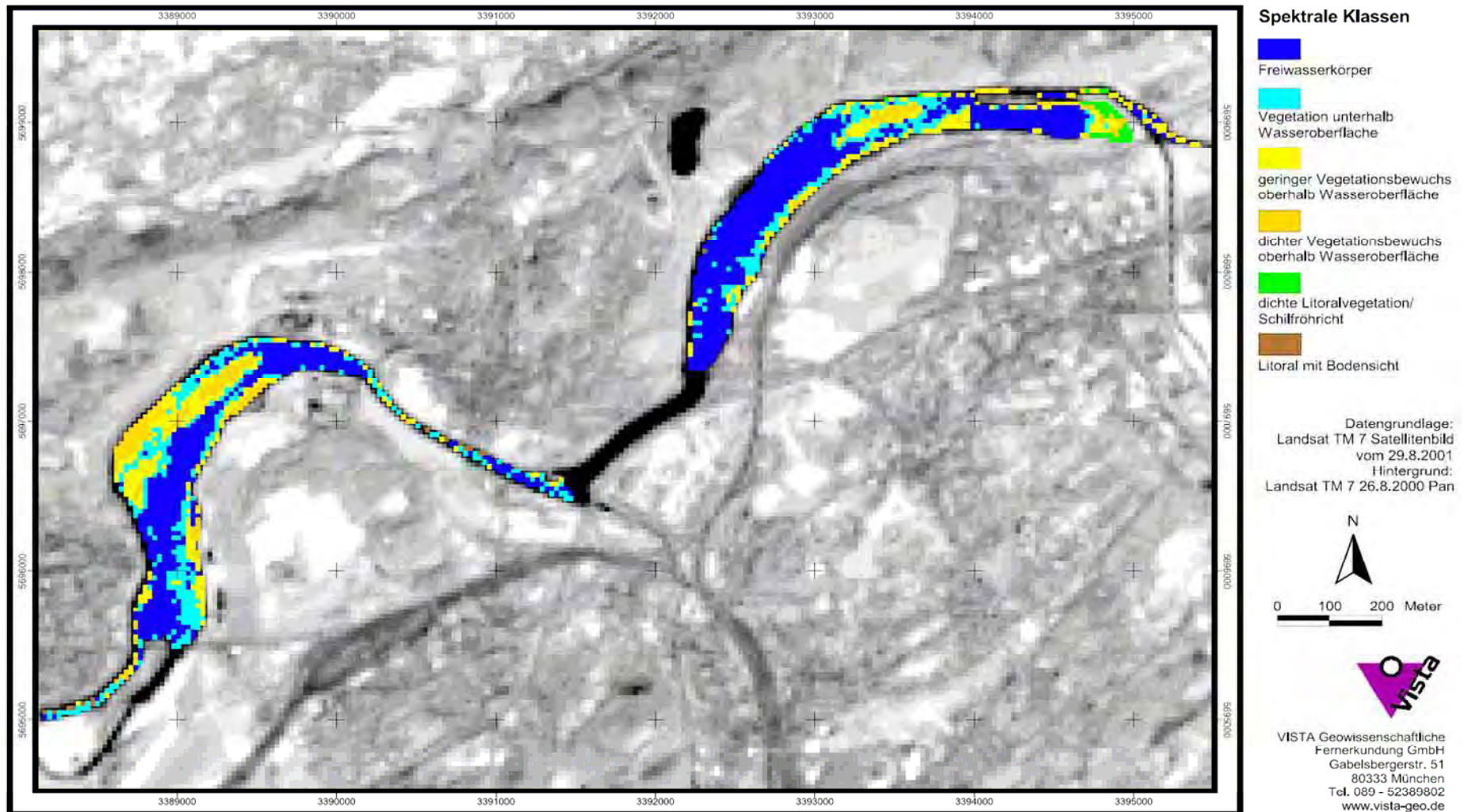


Abb. 7.4-14: Spektrale Klassifikation vom Harkort- und Hengsteyes, 29.08.2001

Spektrale Klassifikation des Kemnader Sees 29.8.2001

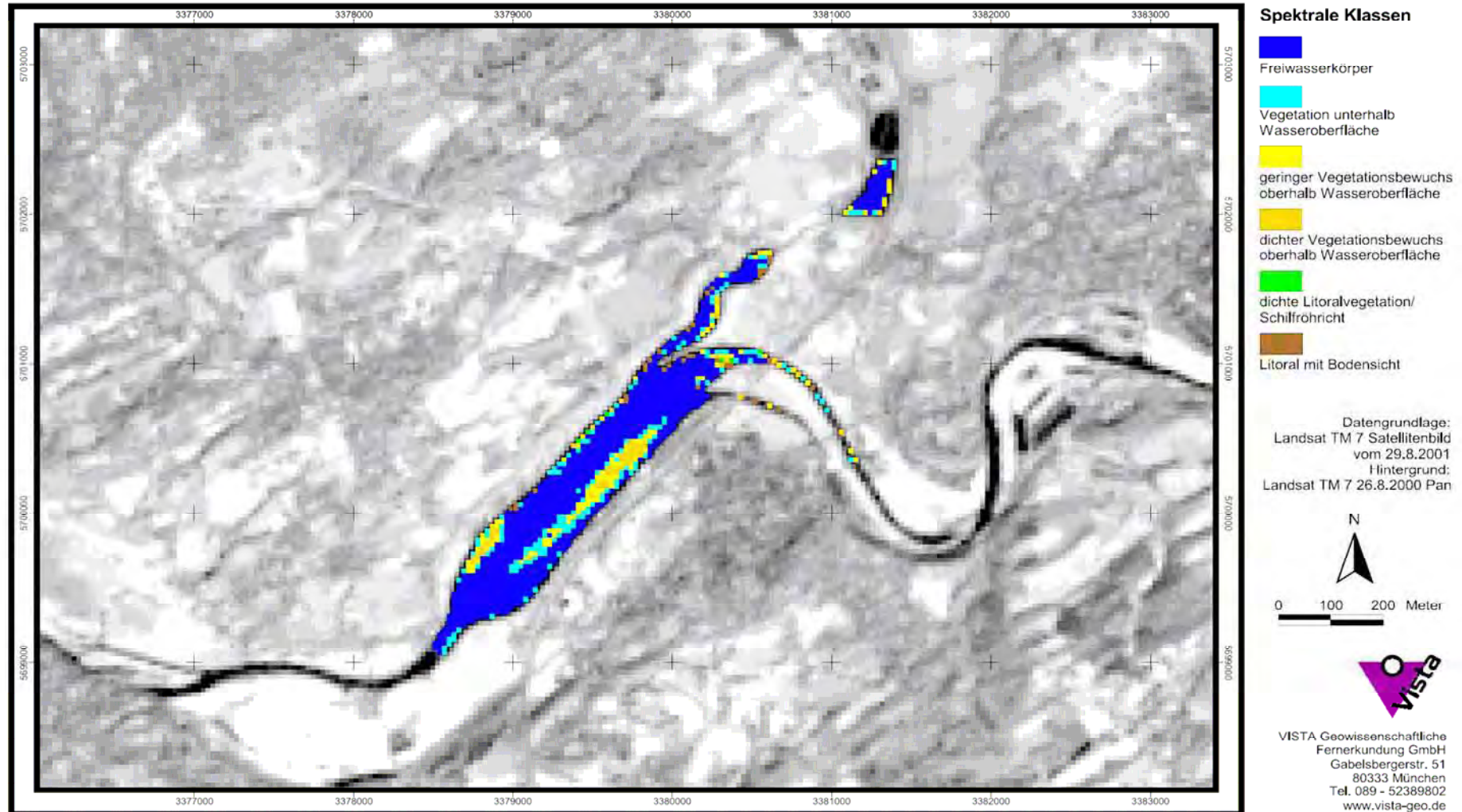


Abb. 7.4-15: Spektrale Klassifikation vom Kemnader See, 29.08.2001

Spektrale Klassifikation des Baldeney Sees 29.8.2001

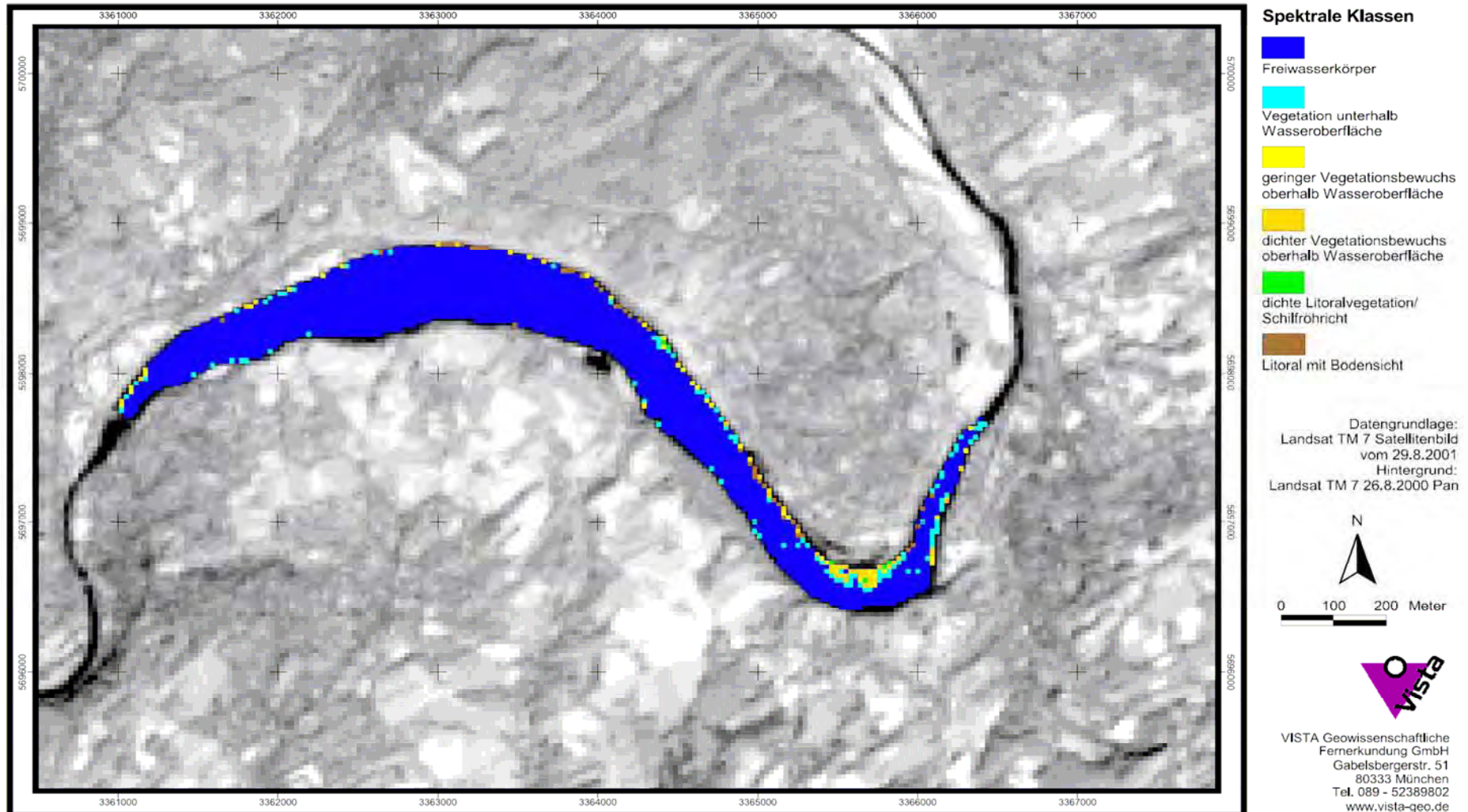


Abb. 7.4-16: Spektrale Klassifikation vom Baldeneysee, 29.08.2001

Anhand der spektralen Klassifikation aus den Monaten Juli und August 2001 lässt sich eine Veränderung des Pflanzenbewuchses in den vier Ruhrstauseen nicht nur als Flächenzahl ermitteln, sondern auch als flächenhafte Verteilung. Anhand der spektralen Klasseneinteilung lassen sich die räumlichen Veränderungen ermitteln und kartieren.

Eindeutig werden im Harkortsee Bereiche der Zu- und Abnahme der Wasservegetation ersichtlich (Abb. 7.4-12). Der nördliche, durch Ellipsen gekennzeichnete Seebereich zeichnet sich in der Seemitte durch eine Vegetationszunahme aus. Eine Verlagerung des Bewuchses bzw. eine Drift vom Ufer in die Mitte des Harkortsees ist zu beobachten. Hingegen wird der südliche Teil durch eine Abnahme der Vegetation charakterisiert.

Der Hengsteysee lässt eine ganz klare Entwicklung erkennen (Abb. 7.4-13). Auf der gekennzeichneten Fläche kam es zu einer deutlichen Zunahme des Pflanzenbewuchses. Ausgehend von dem Bewuchs im Juli, der überwiegend unterhalb der Wasseroberfläche vorzufinden war, breitet sich die Vegetation unter- sowie insbesondere oberhalb der Wasserfläche bis zum August nach allen Seiten weiter aus.

Die anschließenden Abb. 7.4-14 bis 16 zeigen die Spektrale Klassifikation der untersuchten Seen am 29.08.2001.

7.4.2 Echoloterfassung

Ziel der Echoloterfassung war eine genaue flächendifferenzierte Bestandsaufnahme der Makrophytenbestände. Diese werden zudem nach ihrer Wuchshöhe differenziert.

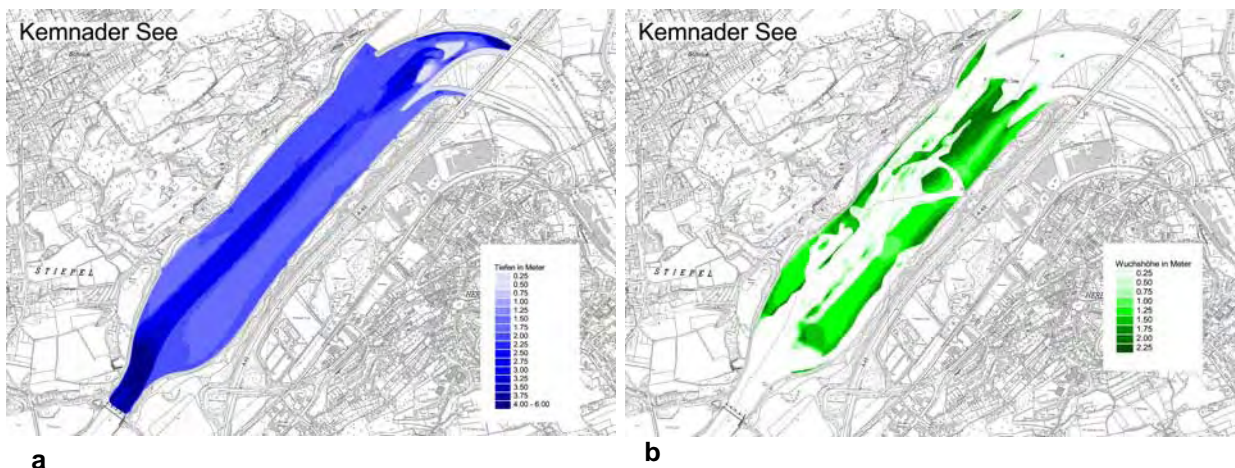


Abb. 7.4-17: Ergebnis der Echolot-Untersuchung: **a:** Bathymetrische Karte des Kemnader Stausees. **b:** Bestandskartierung der Makrophyten im Kemnader See am 25. und 26.08.2004 durch die Firma Trenkle. Dargestellt ist der Makrophytenbestand mit Differenzierung nach Pflanzenlänge.

Abb. 7.4-17 zeigt die Makrophytenbestände des Kemnader Sees am 25. und 26. August 2004, zu einem Zeitpunkt, als die Massenbestände ihre maximale Ausdehnung erreicht hatten und in einigen Bereichen bis an die Oberfläche gekommen waren. Ein Luftbild von 29.07.2004 zeigt die Situation einen Monat früher, wobei auch hier bereits die Form der Massenbestände gut sichtbar ist. Deutlich erkennbar sind die langgezogenen Bestände entlang des rechten Ufers sowie die breiten, flächigen Bestände rechts des ehemaligen Ruhrbettes.



Abb. 7.4-18: Luftbild des Kemnader Sees vom 29.07.2004

Abb. 7.4-17 bestätigt, dass gerade im Bereich des ehemaligen Ruhrbettes keine Makrophytenbestände vorkommen. Im unteren Bereich des Kemnader Sees, d.h. in Wehrnähe hört das Makrophytenvorkommen bei einer Wassertiefe von ca. 1,50 m ebenfalls auf. Ebenfalls fehlen Makrophytenbestände im Mündungsarm des Ölbachs und unterhalb in der Fahne des mit Grubenwasser belasteten Wassers des Ölbachs (Abb. 7.4-19).

Da diese Fahne sich aufgrund höherer Dichte gerade über den Grund zieht, wird ihre abweichende chemische Beschaffenheit mit hohen Chlorid- und Sulfatkonzentrationen besonders für im Sediment wurzelnde und jeweils im Frühjahr neu austreibende Makrophytenarten wie *Elodea nuttallii* besonders wirksam. Die längsten Pflanzen wurden im oberen Bereich des Kemnader Stausees im Strömungsschatten der Halbinsel zwischen Ruhr und Mühlengraben, wo sich hinter einer Kiesinsel wahrscheinlich durch Walzenströmung ein ausgekolkter, tieferer Bereich > 3 m gebildet hat. Der Strömungsschatten der Kiesbank und die Lage im oberen Bereich des Flusstausees mit geringeren Phytoplanktondichten begünstigt hier das Wachstum vor allem von *Elodea nuttallii* auch bei größeren Tiefen, während Strömung und geringer Lichteinfall im ehemaligen Ruhrbett und in Wehrnähe die Entwicklung geschlossener Bestände verhindern.

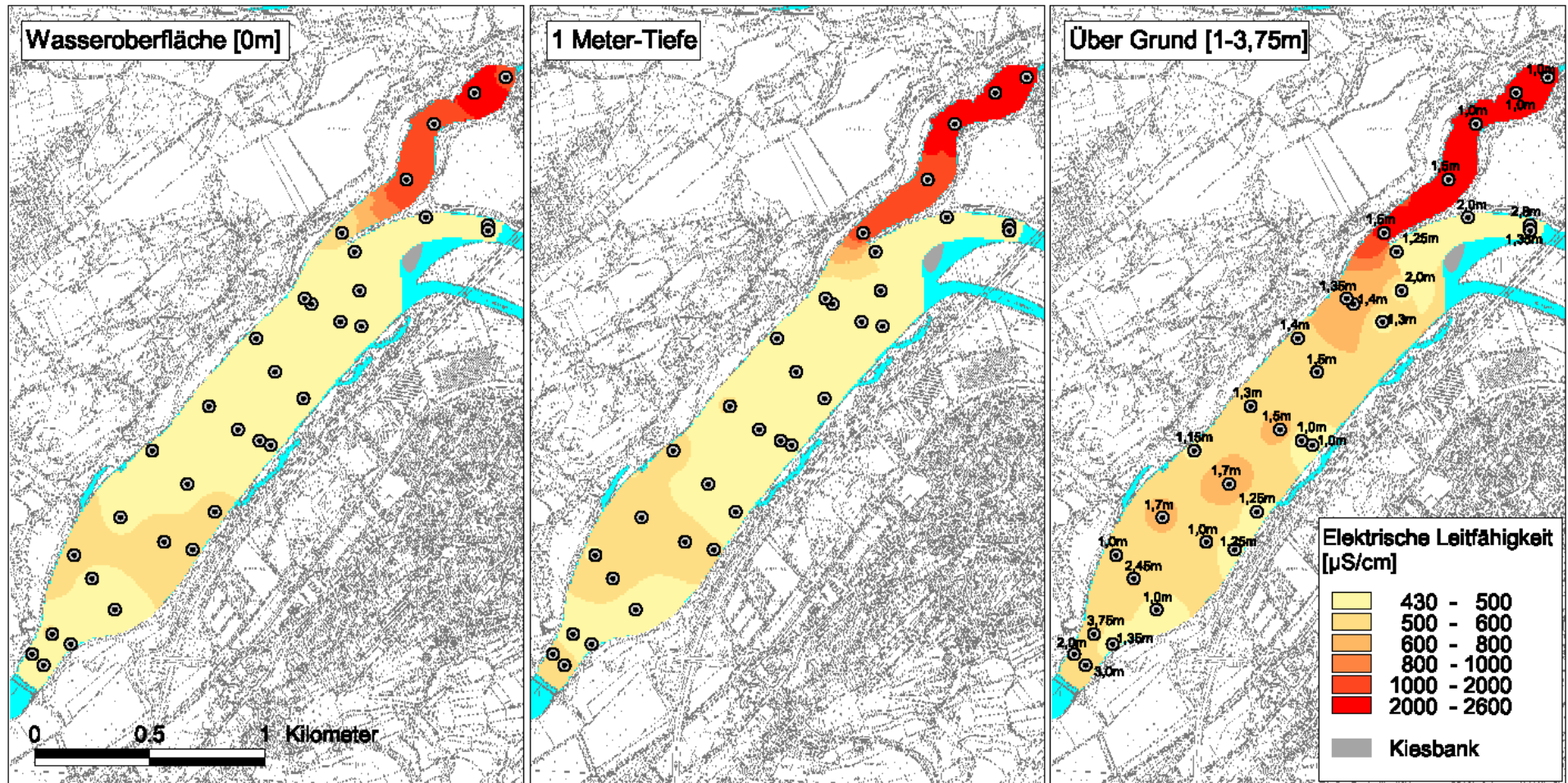


Abb. 7.4-19: Verteilung der Elektrischen Leitfähigkeit in verschiedenen Tiefen des Kemptner Sees (09.09.2003) (aus: Ruhrgütebericht 2003)

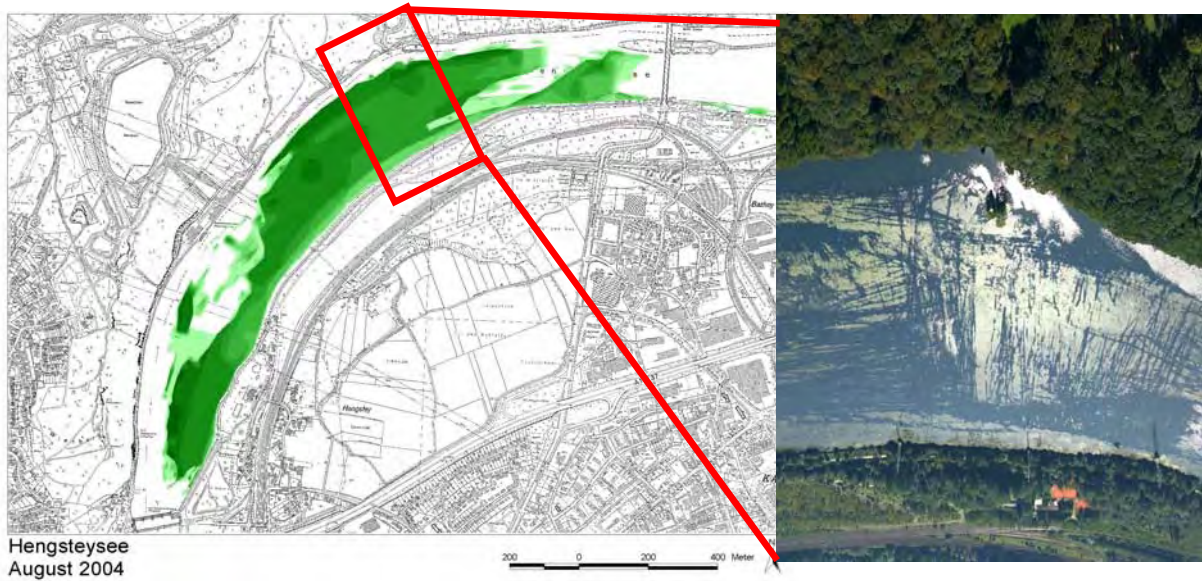


Abb. 7.4-20: a: Bestandskartierung der Makrophyten im Hengsteysee am 25. und 26.08.2004 durch die Firma Trenkle. Dargestellt ist der Makrophytenbestand mit Differenzierung nach Pflanzenlänge. b: Luftbildausschnitt des Hengsteysees vom 09.09.2004. Erkennbar sind die bei der Echolotkartierung entstandenen Fahrspuren des Messbootes innerhalb der Makrophytenbestände.

Abb. 7.4-20 zeigt deutlich größere Makrophytenbestände im Hengsteysee als zum gleichen

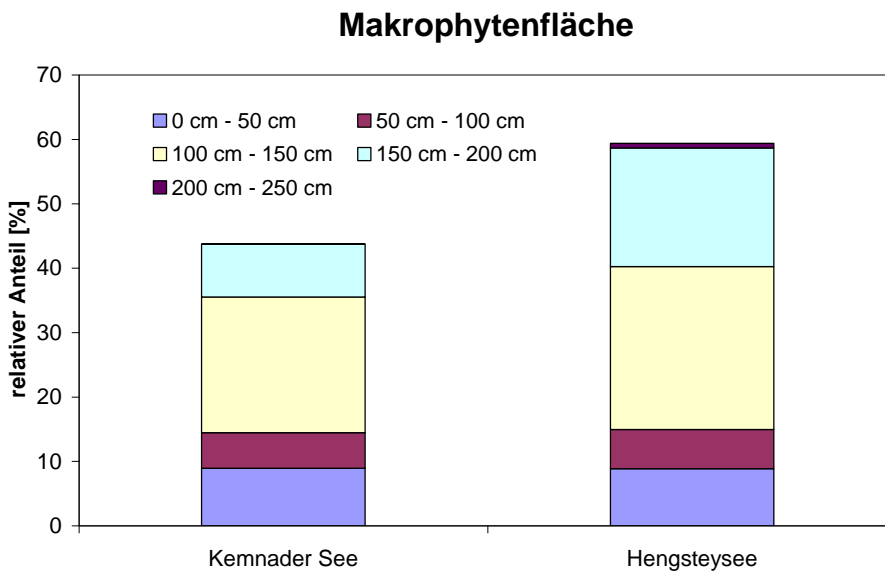


Abb. 7.4-21: Verteilung der Längensklassen der Makrophyten im Kemnader See und Hengsteysee. – Ergebnisse der Echolotuntersuchung der Firma Trenkle am 25. und 26.08.2004

im Kemnader See nachgewiesen wurden. Auch im Hengsteysee ist das ehemalige Ruhrbett, das hier nahe am rechten Ufer entlang des Prallhanges verläuft, frei von flächigen Makrophytenbeständen. Dafür bilden diese jedoch im restlichen Bereich des Sees eine fast geschlossene Fläche, die nur durch den

stärker durchströmten Bereich des Köppchenwerks unterbrochen wird. Nach oben hin bildet die in den Seebereich einströmende Ruhr einen makrophytenfreien langgezogen-trichterförmigen Bereich. Der nur gering durchströmte Bereich im oberen Teil des Hengsteysees, der durch eine Halbinsel mit einem Durchlass von der eigentlichen Ruhr, direkt unterhalb der Lennemündung getrennt ist, ist zwar flach, jedoch ebenfalls nicht mit Makrophyten bewachsen. Diese Aussackung des Hengsteysees erhält als Zulauf durch den

Durchlass Wasser aus der Ruhr sowie das Wasser der Kläranlage von Stora Enso, einem papierverarbeitenden Betrieb. Nach unten hin erstreckt sich das Vorkommen der Makrophyten bis in die Nähe des Wehres, wo Tiefe, geringer Lichteinfall und Strömung die Ausbildung flächiger Bestände verhindern.

Der Vergleich der Längensklassen der Makrophytenbestände zwischen Kemnader See und Hengsteysee zeigt, dass die relativen Anteile der Längensklassen von 0 bis 50 cm, 50 cm bis 100 cm und 100 cm bis 150 cm in beiden Seen nahezu identisch sind. Der Unterschied, der auch den relativen Bestandsanteil von ca. 44 % im Kemnader See jedoch fast 60 % im Hengsteysee verursacht, sind die Bestände größer 150 cm Länge, deren Anteil im Hengsteysee mehr als doppelt so hoch ist wie im Kemnader See (Abb. 7.4-21).

Bei vergleichbaren Tiefenverhältnissen bedeutet das, dass im Hengsteysee auch tiefere Bereiche besiedelt werden und das ungebremste Wachstum auch aus diesen Tiefen die Makrophyten die Oberfläche erreichen lässt. Im Kemnader See sind diese tieferen Bereiche auf die schneller durchströmten Bereiche des ehemaligen Ruhrbettes beschränkt oder liegen im unmittelbaren Einflussbereich des Wehres mit den Strömungslinien in Richtung Wehröffnungen.

7.4.3 Luftbildauswertung

Die Luftbildauswertung stellte eine Möglichkeit der flächenscharfen Erfassung der Ausdehnung von Makrophytenbeständen dar. Auswertungen mit einer hohen Genauigkeit beschränken sich jedoch auf Bestände, welche die Wasseroberfläche erreicht haben. Zudem ist eine ausreichende Dichte der bis zur Oberfläche reichenden Pflanzen notwendig, um diese auf dem Luftbild erkennen zu können. Abb. 7.4-22 zeigt die Ergebnisse der

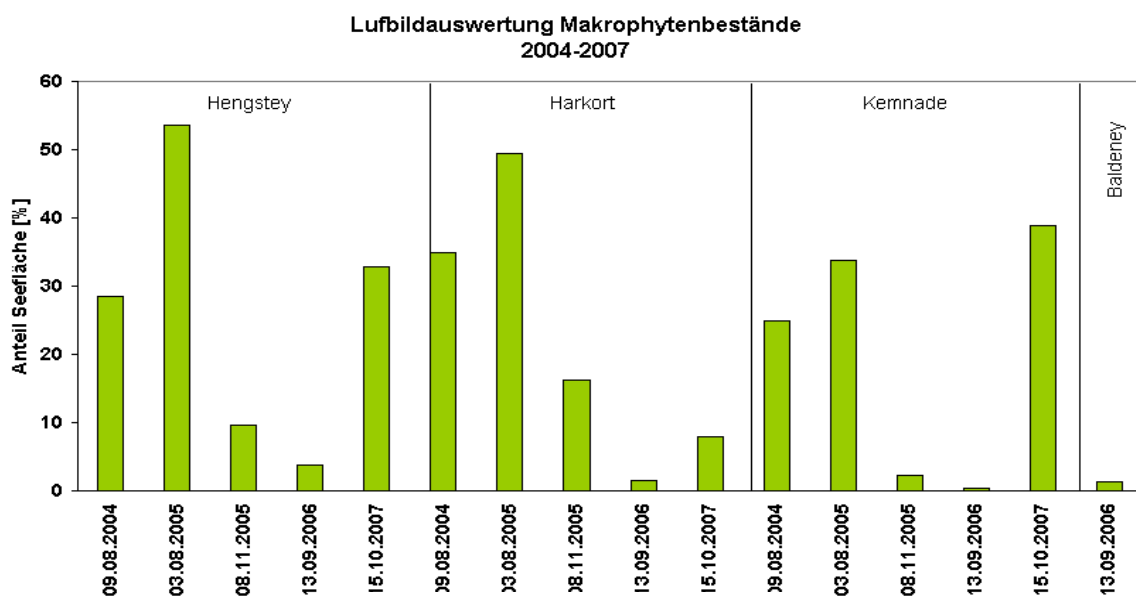


Abb. 7.4-22: Ausdehnung der Makrophytenbestände, welche die Wasseroberfläche erreichen in den Jahren 2004 bis 2007 auf Basis der Luftbildauswertung (2006: Ausdehnung der Makrophytenbestände dicht unter der Wasseroberfläche)

Luftbildauswertung

für Bilder aus 2004 bis 2007. Die Auswertung der sommerlichen Massenbestände zeigen 2005 für die drei Seen Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See eine Bedeckung von 30 % bis 50 % der Seefläche. Eine Überfliegung im November 2005 zeigt den Rückgang der Massenbeständen mit jetzt nur noch einem Bedeckungsgrad von 3 % bis 16 % der Seefläche.

Eine genauere Auswertung der Luftbilder von November 2005 zeigen jedoch bei guten Sichtverhältnissen im Wasser auch die Ausdehnung der untergetauchten Bestände.

Abb. 7.4-23 zeigt den Vergleich der Makrophytenbestände, wenn nur die Pflanzen, welche die Wasseroberfläche erreichen, berücksichtigt werden oder aber der Gesamtbestand, der auch die untergetauchten Bestände mit enthält. Es wird deutlich, dass bei einer Ermittlung nur der die Wasseroberfläche erreichende Bestände diese in ihrer tatsächlichen Ausdehnung völlig unterschätzt werden. So legt die Abb. 7.4-22 die Aussage nahe, dass die Bestände sich von August bis November auf 1/3 ihrer ursprünglichen Fläche reduziert haben. Bei Berücksichtigung auch der submersen Bestände wird deutlich, dass sich die Fläche nur geringfügig reduziert hat, jedoch die vorher bis zur Oberfläche reichenden Pflanzenteile abgebrochen sind und nur ein kurzer, aber dichter Bestand zurückgeblieben ist.

Luftbildauswertung Makrophytenbestände
vom 08.11.2005

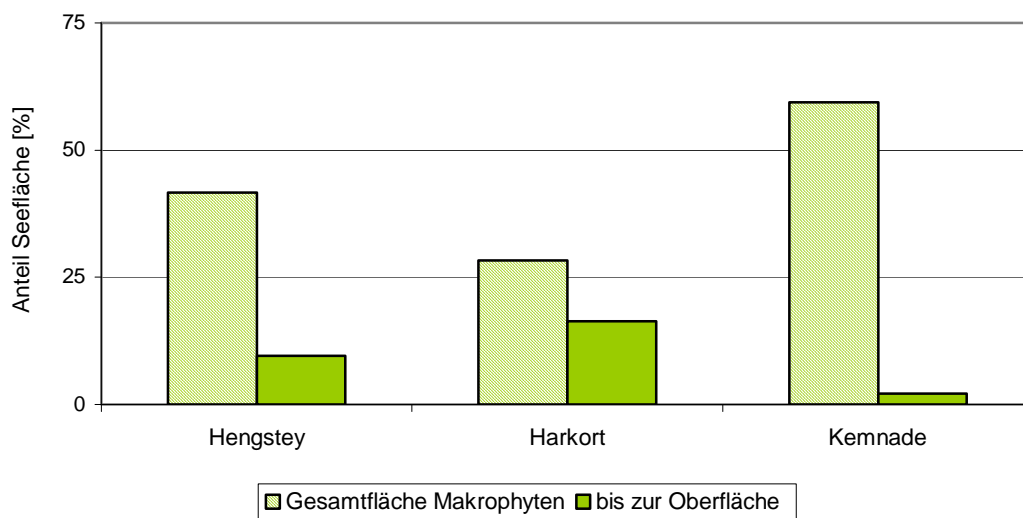


Abb. 7.4-23: Auswertung der Luftbildaufnahmen von 08.11.2005. Schraffiert dargestellt die Gesamtfläche der Makrophyten [%] gegenüber dem Anteil, die auch die Wasseroberfläche erreichen



Abb. 7.4-24: Foto-Ausschnitt aus dem Hengsteysee mit Köppchenwerk. Die hellen Flecken im Hengsteysee sind Makrophyten-Bestände, die die Wasseroberfläche erreichen, die sie umgebenden schwarzen Bereiche sind die submersen Bestände. Beide Bereiche zusammen ergeben den Gesamtbestand.

Bei der Überfliegung im Juli und im September 2006 hatten an keinem der Seen die Makrophyten die Wasseroberfläche erreicht. Aber auch hier konnten im September z.T. die untergetauchten Bestände auf Grund unterschiedlicher Farbintensitäten erkannt werden. Da diese Form der Auswertung jedoch durch Trübungen, Spiegelungen und Treibsel beeinträchtigt wird, sind die auf diese Weise ermittelten Daten ungenauer als die Flächenangaben zu den Beständen an der Wasseroberfläche.

Bei der Überfliegung vom 15.10.2007 wurde die Ausdehnung der Makrophyten, die im Kemnader See zum großen Teil bis an die Wasseroberfläche reichten, deutlich sichtbar. Auch die Bereiche, in denen aufgrund von Mahd die Pflanzen nur bis dicht unter die Oberfläche reichten, konnten aufgrund der Sichtverhältnisse zu Flächen zusammengefasst werden. Sie entsprachen im wesentlichen den Ergebnissen der Vorort-Kartierungen. Lediglich für den Harkortsee konnten keine deutlichen Aufnahmen gemacht werden. Durch die geringeren Anteile an Makrophyten war das Wasser hier nicht so klar wie in den anderen Seen. Die Makrophytenflächen, die sich hier noch weit unterhalb der Wasseroberfläche befanden, waren somit nicht ausreichend deutlich zu erkennen. Die Grafiken der ermittelten Flächen befinden sich im Anhang.

7.4.4 Vorort-Erfassung

Im Kemnader See wurde einmalig im März 2002 das Ufer in Anlehnung an MELZER et al. (1988) in homogene Abschnitte unterteilt und die gesamte Makrophytenvegetation erfasst (Abb. 7.4-25). Bereits zu dieser frühen Jahreszeit war *Elodea nuttallii* fast im gesamten

Uferbereich außer im Mündungsarm des Ölbaches in Häufigkeitsklasse 2 (selten) und 3 (verbreitet) nachzuweisen.

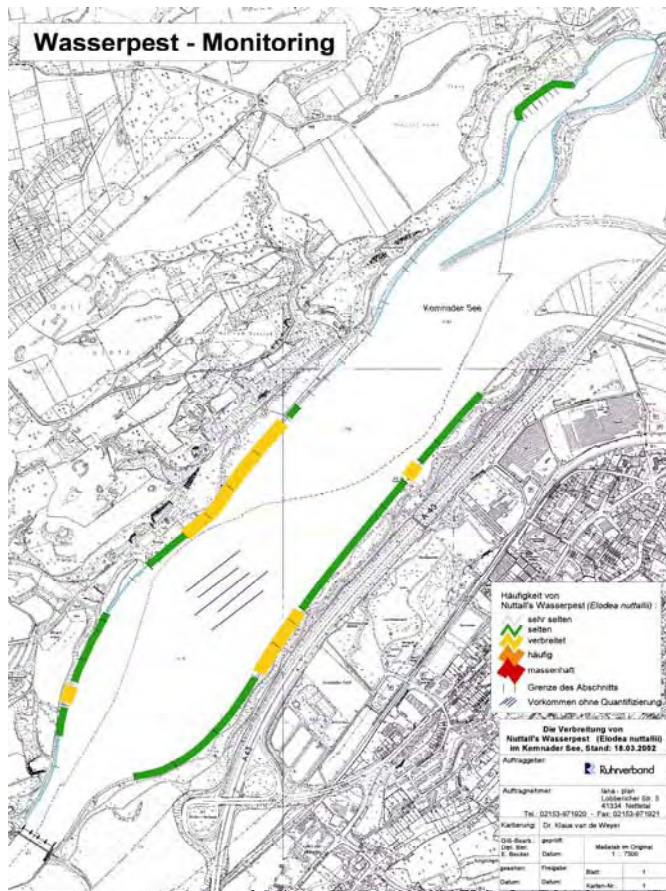


Abb. 7.4-25: Verbreitung von *Elodea nuttallii* im Uferbereich des Kemnader Sees am 18.03.2002.

Da sich diese Methode jedoch nicht für Flachseen eignet, die auch in der Seemitte Bewuchs aufweisen, wurde diese Methode nicht weiter angewandt.

Im Projektzeitraum wurde daher eine Bestandserhebung im Vor-Ortverfahren auf Basis von Punktrasteruntersuchungen der gesamten Seeflächen vom Boot aus durchgeführt.

In Abb. 7.4-27 sind die Ergebnisse der Makrophyten-Häufigkeitsklassen der Punktraster-Untersuchungen in ihren relativen Anteilen dargestellt. Deutlich wird hier der Unterschied zwischen den Jahren 2004, 2005 und 2007 gegenüber 2006. Im Jahr 2006 beginnt das Makrophytenwachstum zeitverzögert und erreicht auch zum Ende der Vegetationsperiode nicht die Häufigkeiten der Vorjahre. Da in dieser Darstellungsform alle Makrophyten-Vorkommen dargestellt sind, ist zu beachten, dass z.B. die Häufigkeitsklasse 3 im Baldeneysee im Juli 2006 (siehe Pfeil) nicht auf das Vorkommen von *Elodea nuttallii* zurückzuführen ist, sondern dies sind die zu diesem Zeitpunkt zum ersten Mal gezielt beprobten Felder von *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose).

Abb. 7.4-26 a bis f zeigt exemplarisch für dem Hengsteysee, Harkortsee und den Kemnader See einen direkten Vergleich der Ergebnisse, wenn die Summe aller Makrophyten oder nur das Vorkommen von *Elodea nuttallii* dargestellt sind.

a: Σ Makrophyten

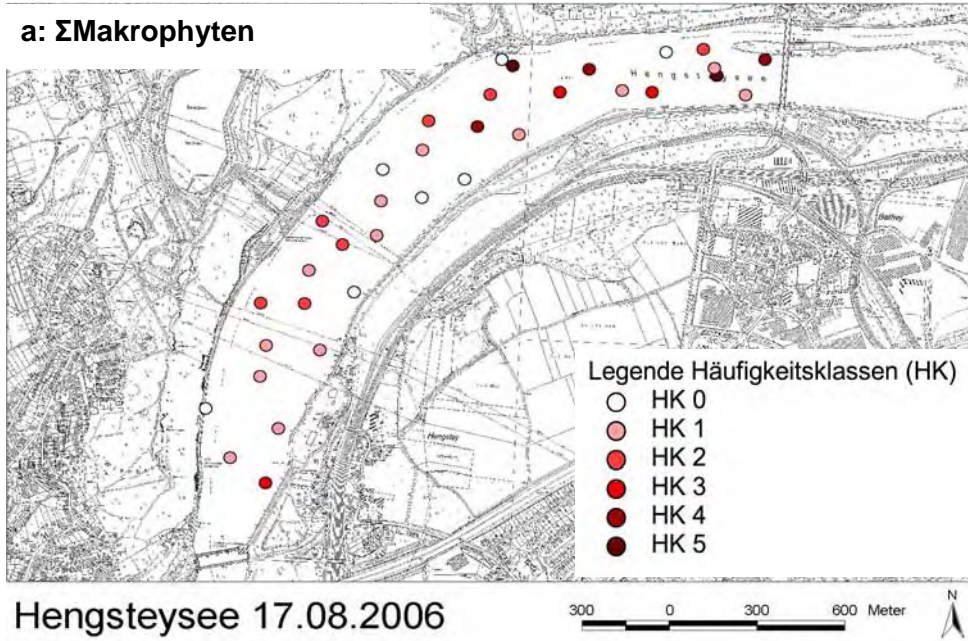


Abb. 7.4-26a

b: *Elodea nuttallii*

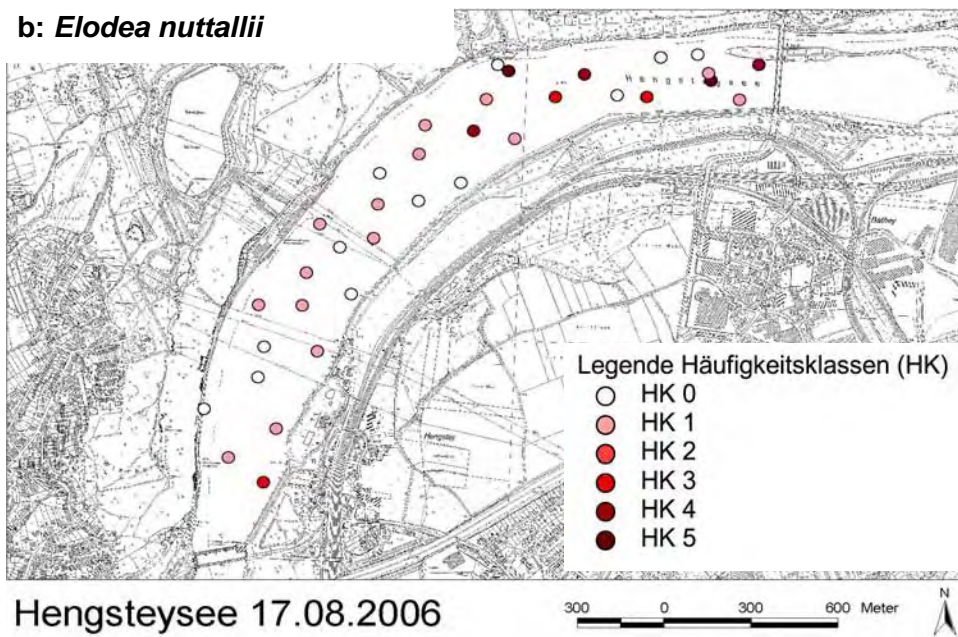


Abb. 7.4-26b

c: Σ Makrophyten

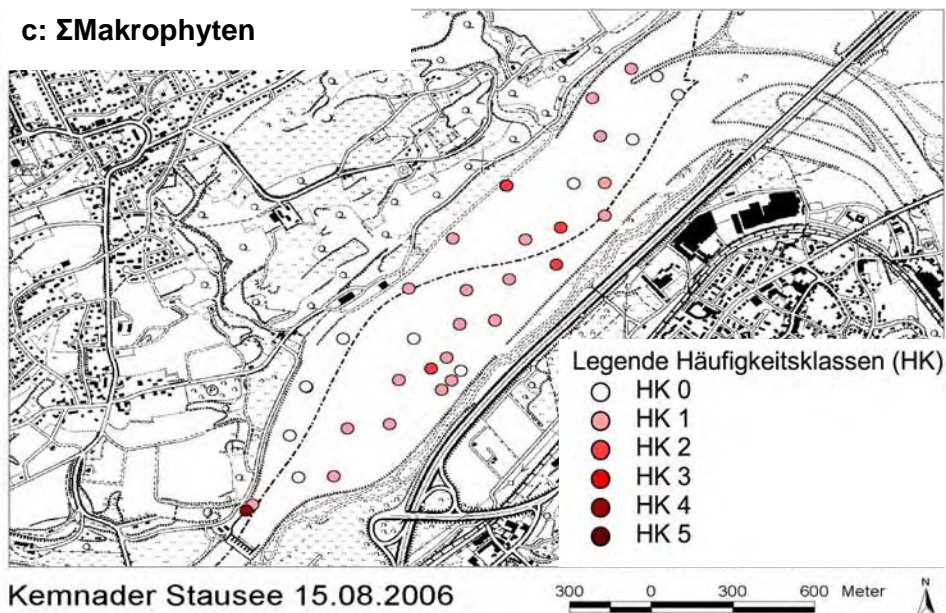


Abb. 7.4-26c

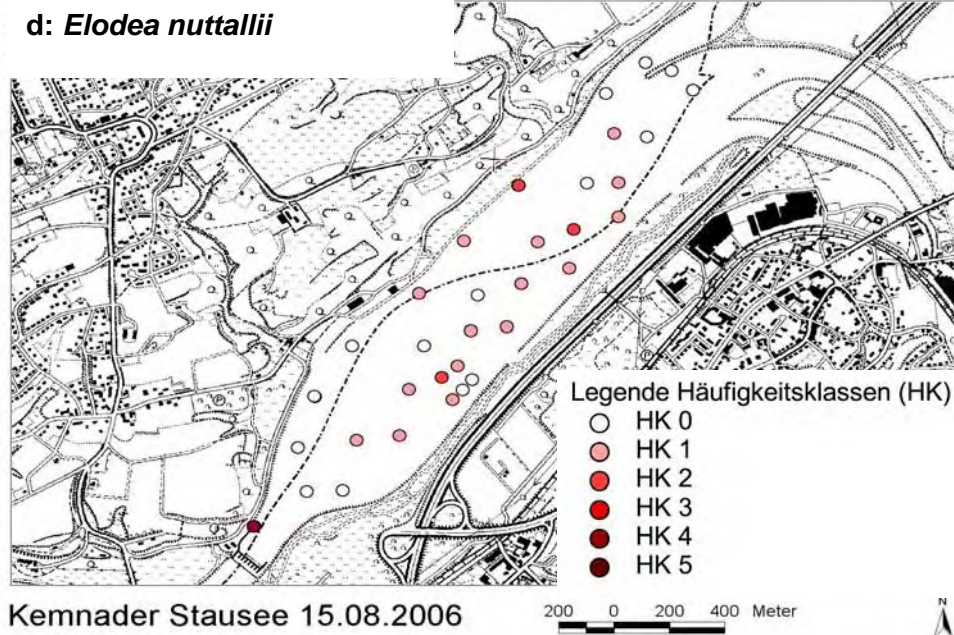
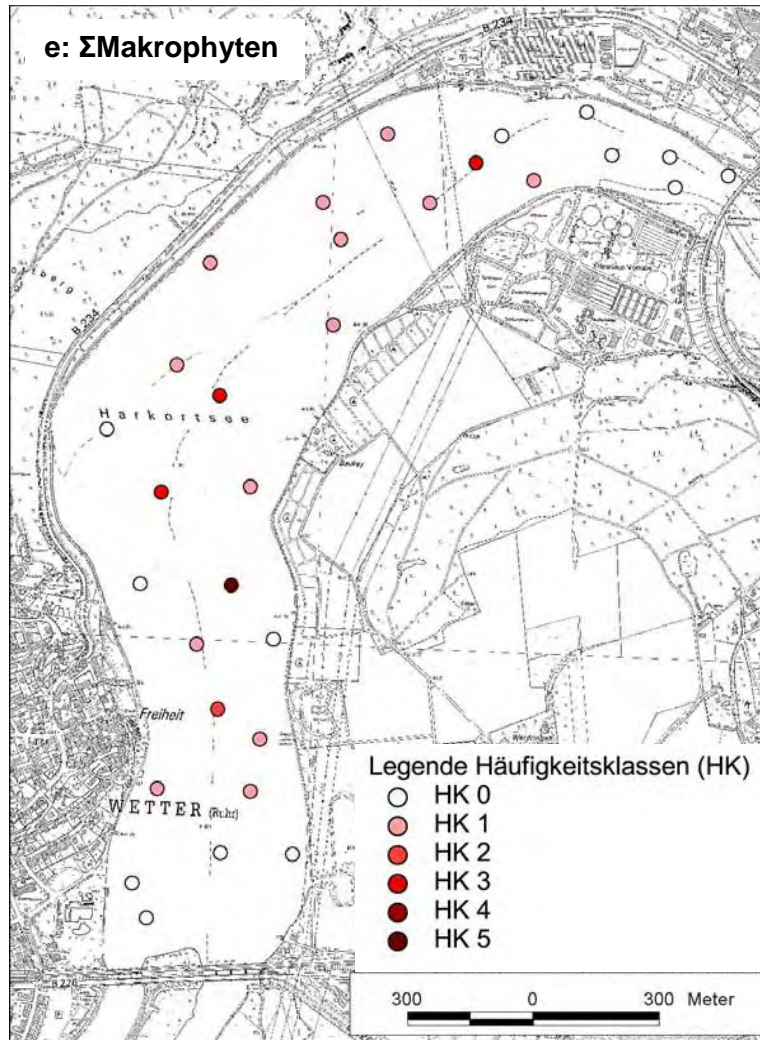


Abb. 7.4-26d

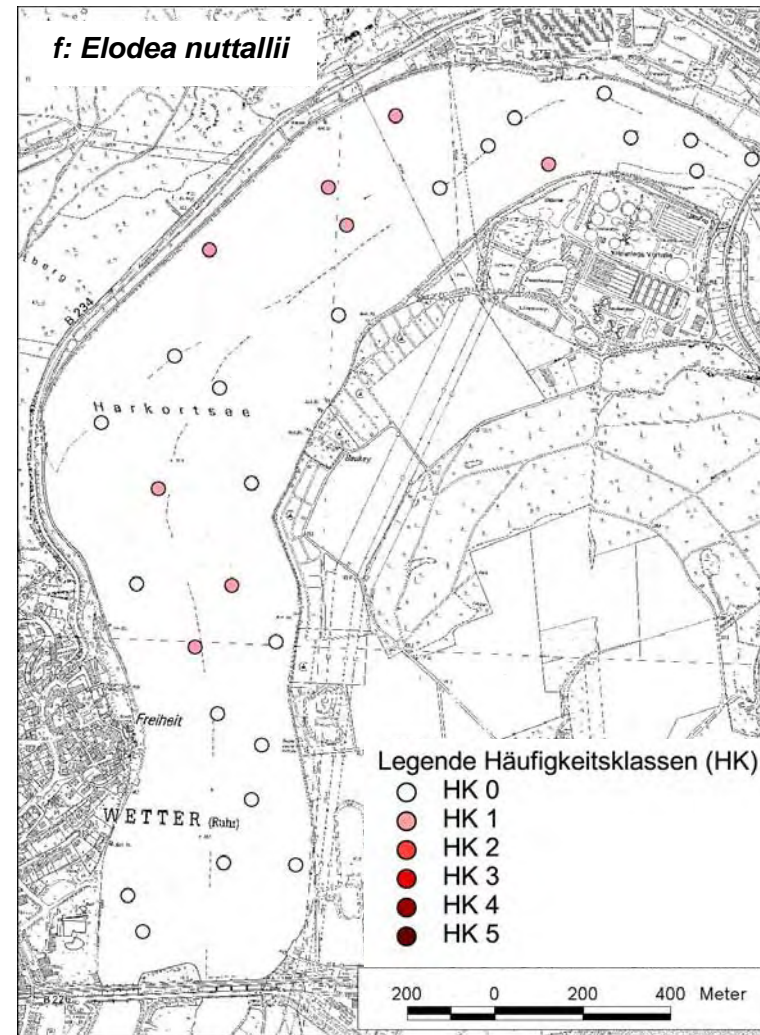
Abb. 7.4-27: Makrophytenvorkommen in Häufigkeitsklassen im Harkortsee (17.08.06), Hengsteysee (17.08.06) und Kemnader See (15.08.06): Vergleich der Vorkommen der Summe aller Makrophytenarten (a: c: und e:) oder nur des Vorkommens von *Elodea nuttallii* (b: d: und f:)

Der Vergleich der beiden Auswertungen zeigt, dass die beiden Abbildungen des Hengsteysees und des Kemnader Sees (Abb. 7.4-26 a bis d:) fast identisch sind. Im Hengsteysee wurden am 17.08.06 fast alle Makrophytenvorkommen von *Elodea nuttallii* dominiert, so dass deren Vorkommen zumeist den Häufigkeitsklassen der Summe aller Makrophyten entsprach. Dies ist darin begründet, dass das vereinzelte Vorkommen anderer Arten wie *Myriophyllum spicatum* oder *Sparganium emersum* die Häufigkeitsklasse der Summe der Makrophyten nicht ändert. Im Kemnader See war am 15.08.06 ebenfalls zumeist *Elodea nuttallii* die dominierende Makrophytenart. Das noch im Juli 2006 dominierende Quellmoos *Fontinalis antipyretica* wurden im August von *Elodea nuttallii* verdrängt, die auf Grund ihrer höheren Wuchsform und ihrer hohen Wachstumsgeschwindigkeit in der Lage war, die Wassermoosart zurückzudrängen.



Harkortsee 17.08.2006

Abb. 7.4-26 e



Harkortsee 17.08.2006

Abb. 7.4-26 f

Makrophytenbestand der Vorort-Kartierung

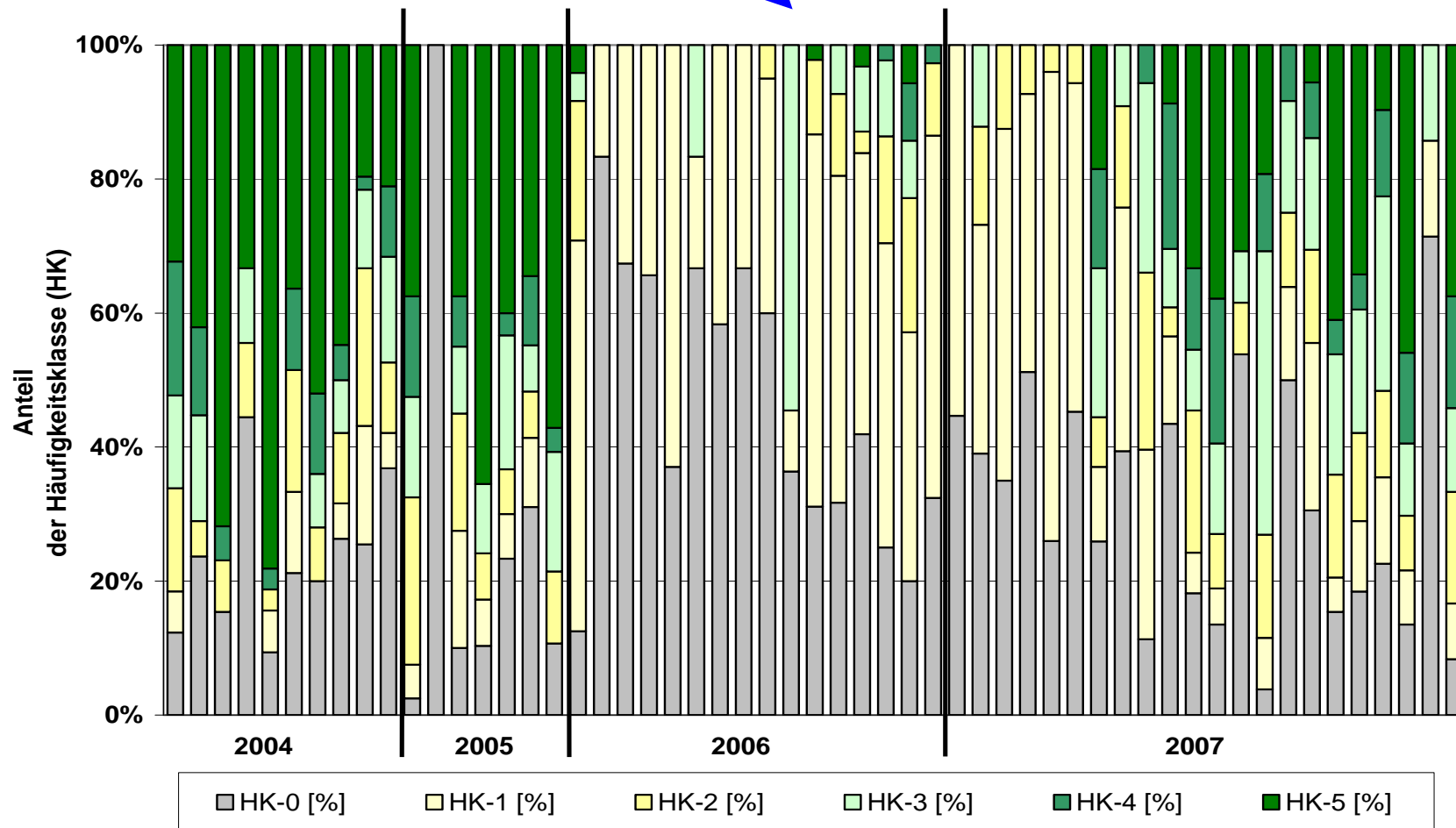


Abb. 7.4-27: Anteile der Häufigkeitsklassen (HK) der einzelnen Rasterkartierungen. Ergebnisse aller in den Ruhrstauseen vorgenommenen Kartierungen nach dem Vor-Ort-Verfahren aus den Jahren 2004 bis 2007. Der Pfeil markiert die Rasterkartierung vom Juli 2006 auf dem Baldeneysee (siehe Text).

Der Harkortsee weist dagegen im Jahr 2006 andere Verhältnisse auf. Im August zeigt der Vergleich der beiden Auswertungsformen, dass hier eine oder mehrere andere Makrophytenarten außer *Elodea nuttallii* die Bestände dominieren. Bei Analyse der Artenzusammensetzung der einzelnen Rasterpunkte wird deutlich, dass im Harkortsee 2006 die Glanzleuchteralge *Nitella mucronata* die Bereiche, die in den Vorjahren durch *Elodea nuttallii* besiedelt waren, besetzt hat und nun ebenfalls dichte Bestände mit Häufigkeitsklasse 5 (massenhaft) ausbildet (Abb. 7.4-26 e und f sowie 7.4-27). Die kartografische Darstellung aller Ergebnisse der Punktraster-Kartierung der Makrophytenbestände bzw. der *Elodea nuttallii*- Bestände finden sich im Anhang.



Abb. 7.4-28: *Nitella mucronata* der Häufigkeitsstufe 5 (massenhaft) im Harkortsee (17.08.2006).

Neben der Auswertung der einzelnen Punktdaten der Raster-Untersuchung konnten diese bei ausreichender Dichte der Bestände zu Flächen zusammengefasst werden. Abb. 7.4-28 a bis c zeigen exemplarisch für August 2005 die Makrophytenflächen im Hengstey-, Harkortsee und Kemnader See.

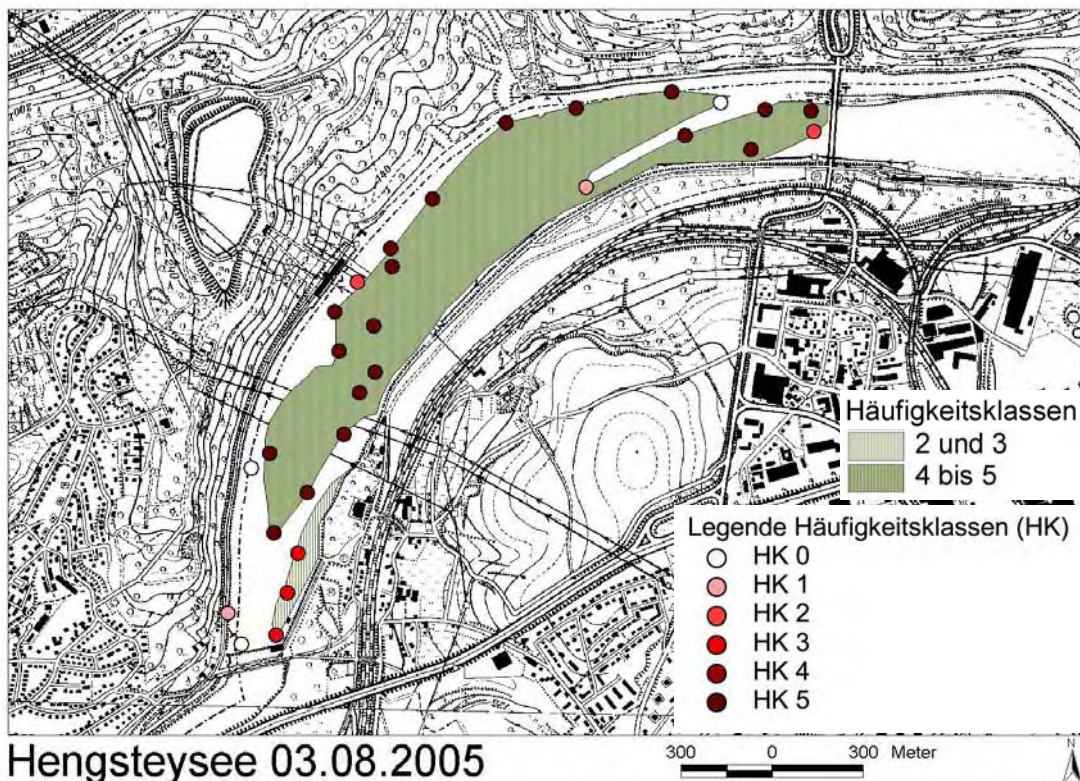


Abb. 7.4-28a: Flächen der Makrophytenbestände, die aus der Vor-Ort-Kartierung entwickelt wurden, Hengsteysee 03.08.2005

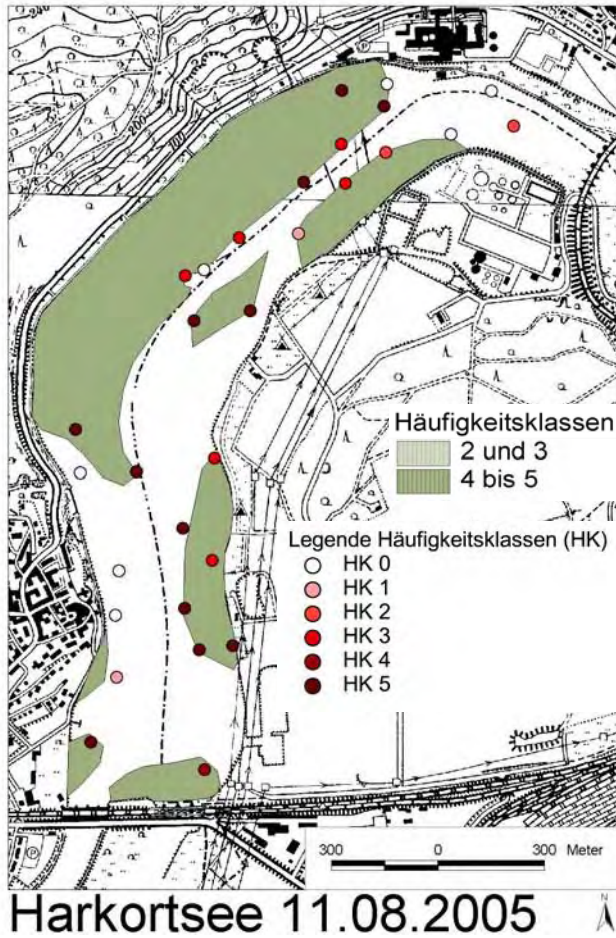


Abb. 7.4-28 b: Flächen der Makrophytenbestände, die aus der Vor-Ort-Kartierung entwickelt wurden, Harkortsee 11.08.2005

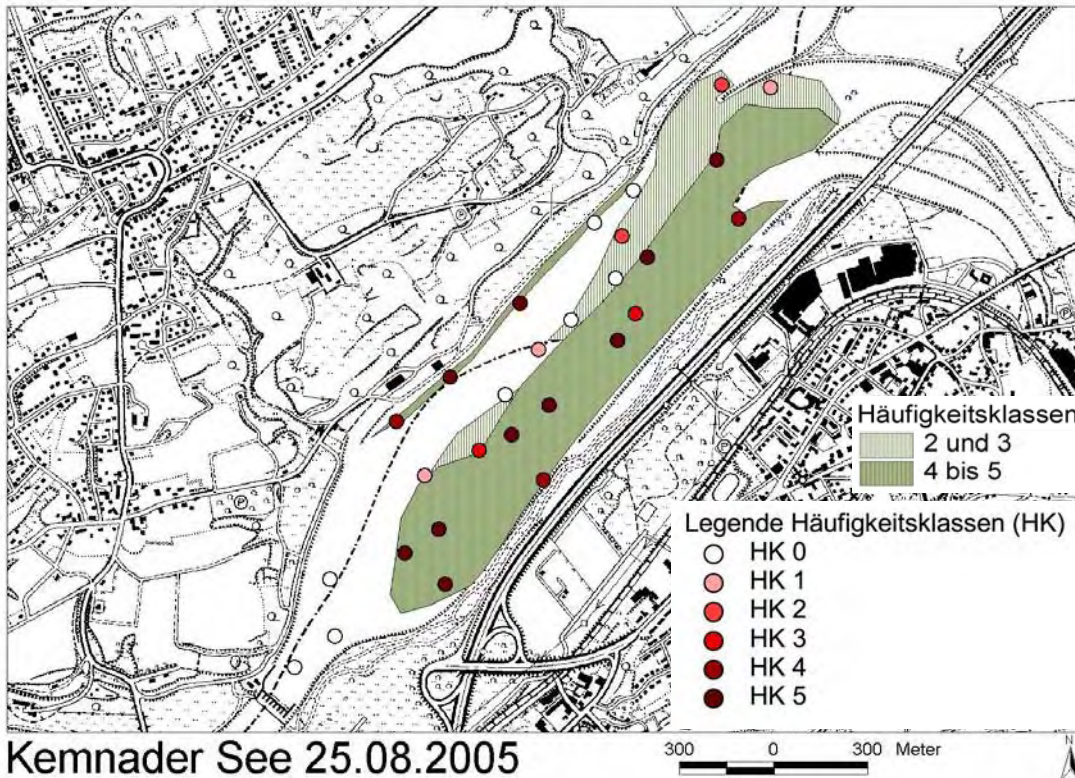


Abb. 7.4-28 c: Flächen der Makrophytenbestände, die aus der Vor-Ort-Kartierung entwickelt wurden, Kemnader See 25.08.2005

2007 bildete *Elodea nuttallii* in den meisten Stauseen wieder große Massenbestände aus. Am Hengsteysee hatten sich bis zum August auf 55 % der Seeflächen dichtere Bestände von vorwiegend *Elodea nuttallii* gebildet. Diese reichten bis fast an die Wasseroberfläche. Im Kemnader See waren es ähnlich große Bestände, die aber meist die Wasseroberfläche erreichten. Der Harkortsee war in deutlich geringerem Maße mit Makrophyten bewachsen. Eine Ursache konnte für dieses Phänomen jedoch nicht ergründet werden. Die im Baldeneysee im Jahr 2006 beobachteten Bestände von *Elodea nuttallii* oder *Callitriche obtusangula* entwickelten sich nicht wieder. Hier waren, wie schon in den Vorjahren, *Nuphar lutea* im Vogelschutzgebiet und in den flacheren Uferbereichen des Sees die einzige augenfällige Makrophytenart.

Im August 2007 kam es durch zwei außergewöhnlich starke Hochwasserereignisse (siehe Kap. 7.1.1) zu Verlusten bei den Makrophyten. Der Rückgang des Bestandes war jedoch nicht so stark wie erwartet. Die folgende Tab. 7.4-5 gibt die Flächen der Seen, die Anteile der bewachsenen Flächen im Juli und im September 2007 sowie die Verluste als Differenz „delta“ wieder.

Die Interpretation dieser Ergebnisse wird in Kapitel 8.1 im Zusammenhang mit dem Einfluss der Hydraulik auf die Bestandsentwicklung diskutiert.

Nach dem Hochwasserereignis kam es, aufgrund der fortgeschrittenen Jahreszeit, nur in begrenztem Maße zu einem weiteren Wachstum. Die letzten Kartierungen der Bestände vom Oktober 2007 zeigten ähnliche Ausmaße auf wie die Kartierungen vom September.

Tab. 7.4-5: Flächenverluste der Makrophyten durch Hochwässer von drei Ruhrstauseen, Sommer 2007

	Seefläche [km ²]	Makrophytenfläche [km ²]		Makrophyten Flächenanteil [%]		delta Flächen [km ²]	delta Flächen [%]
		Jul. 07	Sep. 07	Jul. 07	Sep. 07		
Hengsteysee	1,36	0,75	0,41	55	30	0,34	45
Harkortsee	1,37	0,41	0,35	30	26	0,06	14
Kemnader See	1,25	0,66	0,54	53	43	0,12	18

7.4.5 Vegetationsprofile

Vegetationsprofile in Form von Transektkartierungen ermöglichen eine differenzierte Darstellung der Wasserpflanzengesellschaften in ihren Dichten und Längen in ausgewählten repräsentativen Bereichen. Bei wiederholten Aufnahmen können hieraus die Entwicklungen der Bestände als Zeitreihen dargestellt werden. Die folgenden Abb. 7.4-29 bis 7.4-31 zeigen die Bestandsentwicklung in den Transekten im Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See von den ersten Kartierungen 2002 bis zum September 2007 (zur Lage der Vegetationsprofile vergl. Abb. 6.4.4.)

Hengsteysee

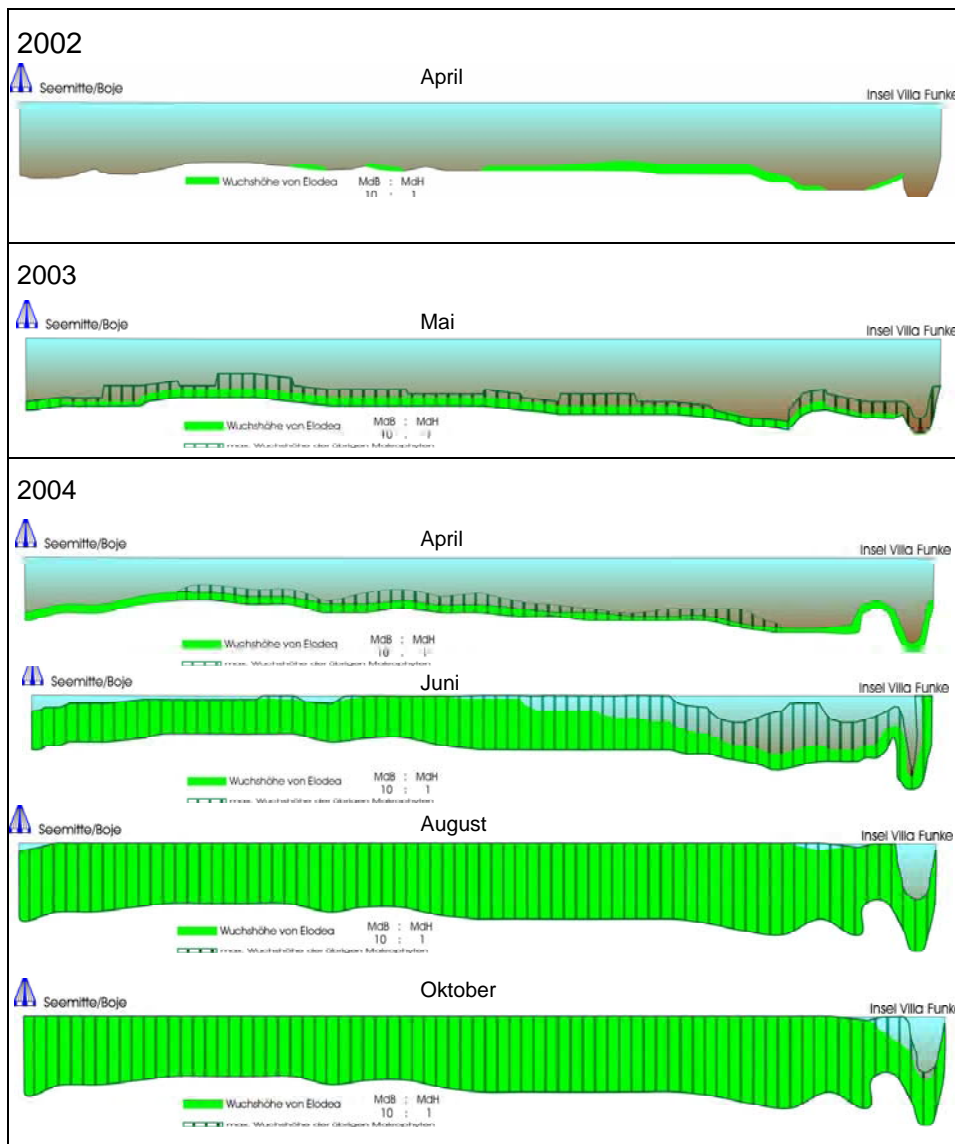


Abb. 7.4-29a:
Transektkartierung
Hengsteysee
2002 - 2004

Hengsteysee (Fortsetzung)

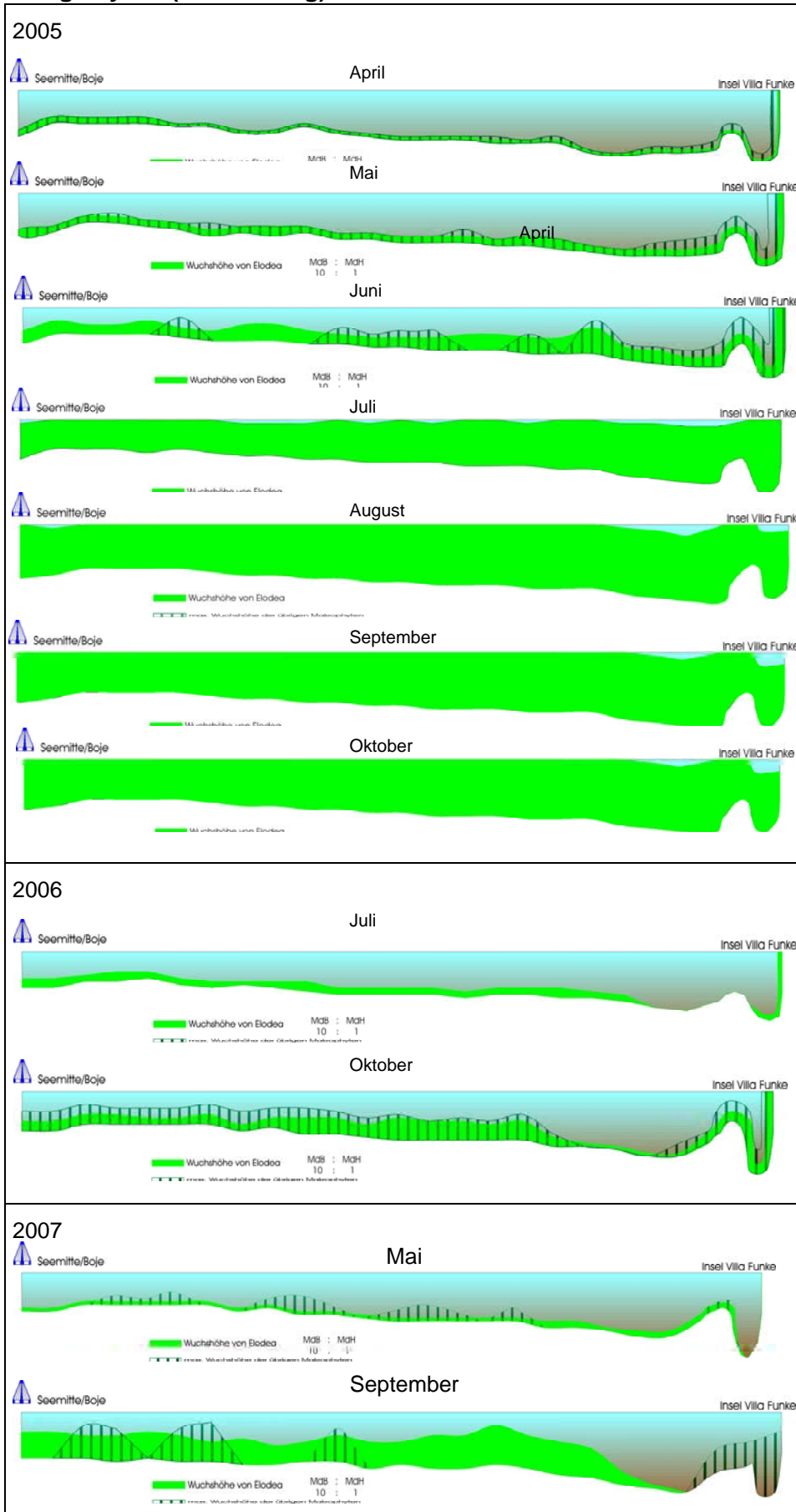


Abb. 7.4-29b:
Transektkartierung
Hengsteysee
2005 - 2007

Harkortsee

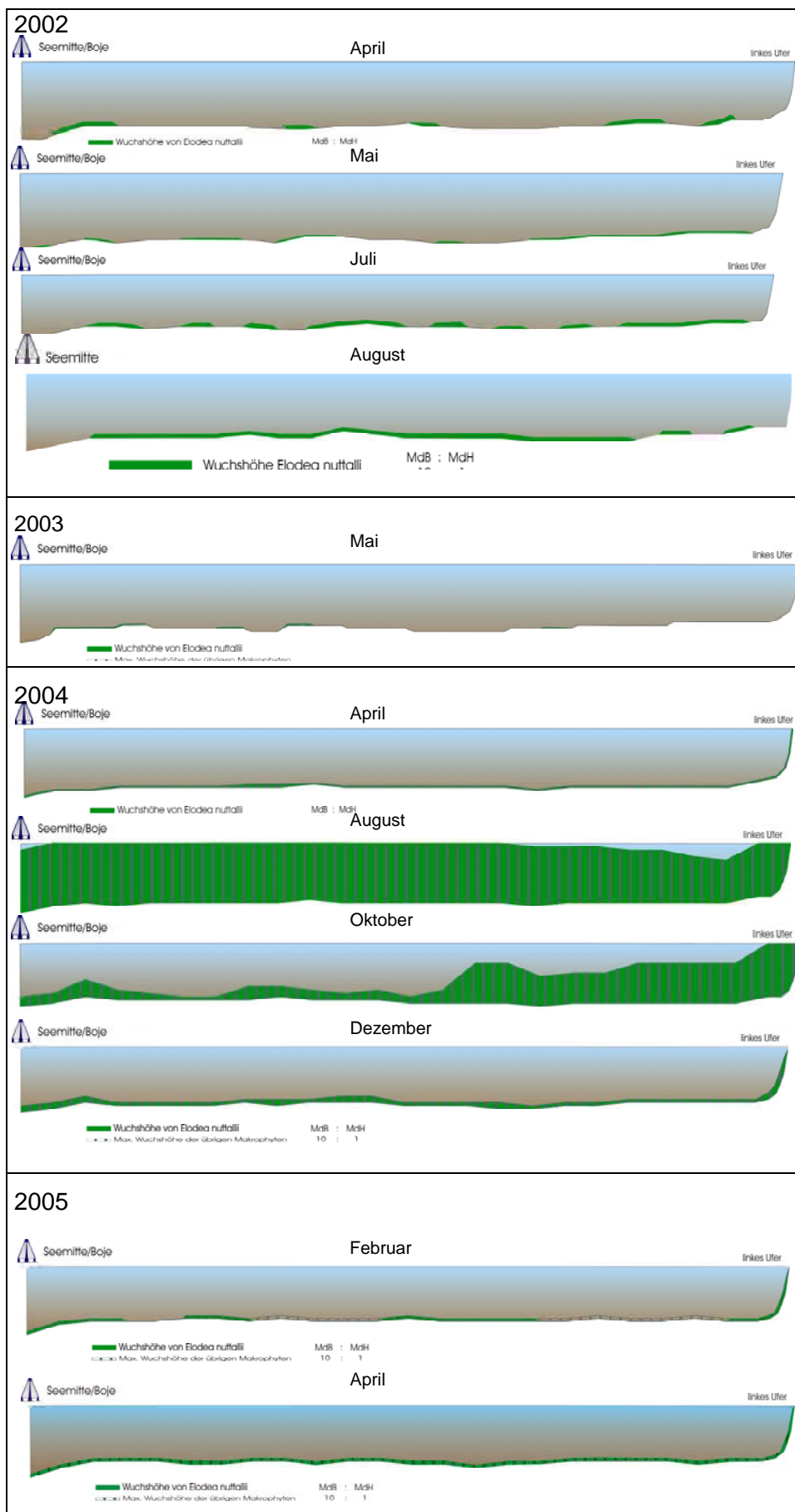


Abb. 7.4-30a:
Transektkartierung
Harkortsee
2002 - 2005

Harkortsee (Fortsetzung)

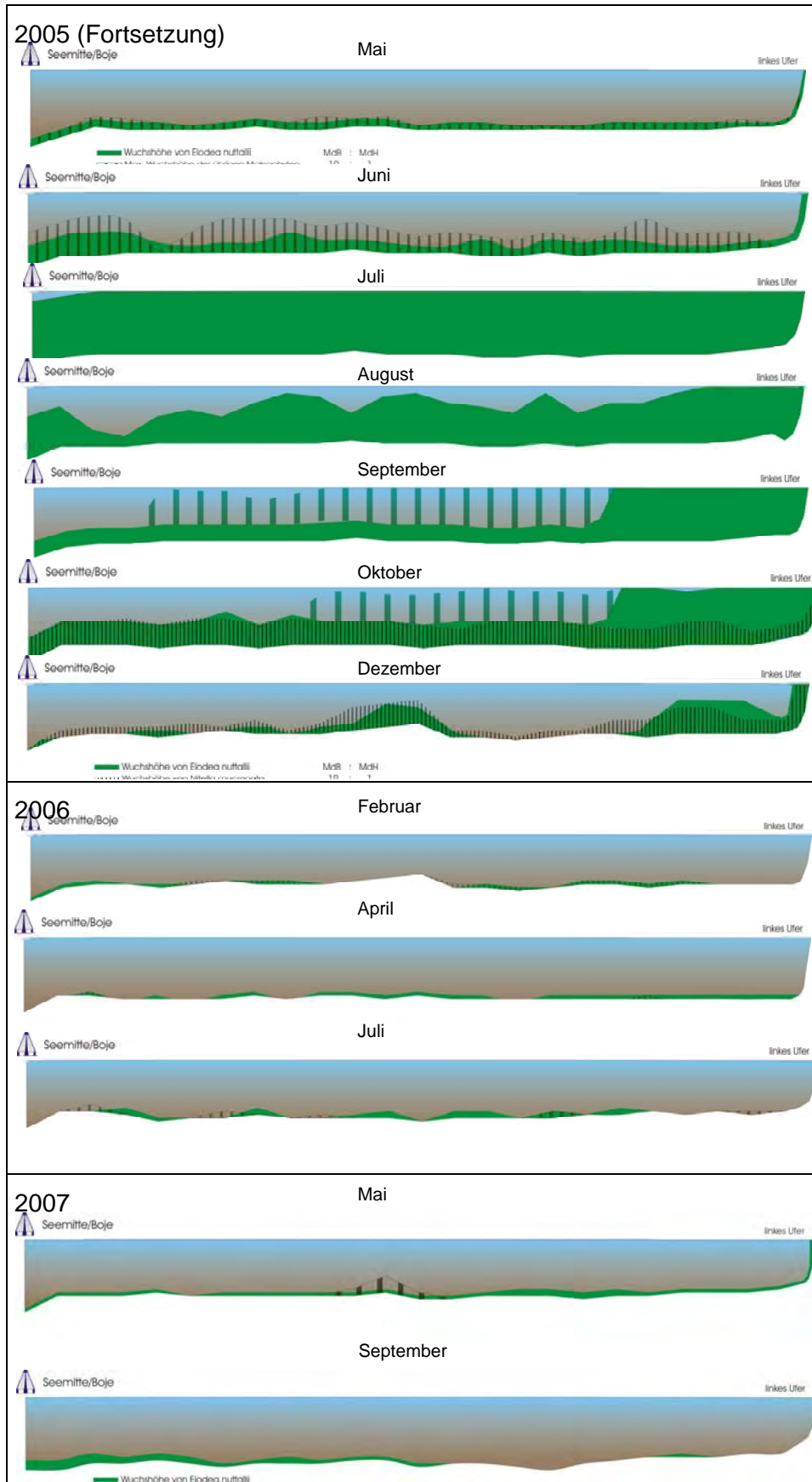


Abb. 7.4-30b:
Transektkartierung
Harkortsee
2005 - 2007

Kemnader See

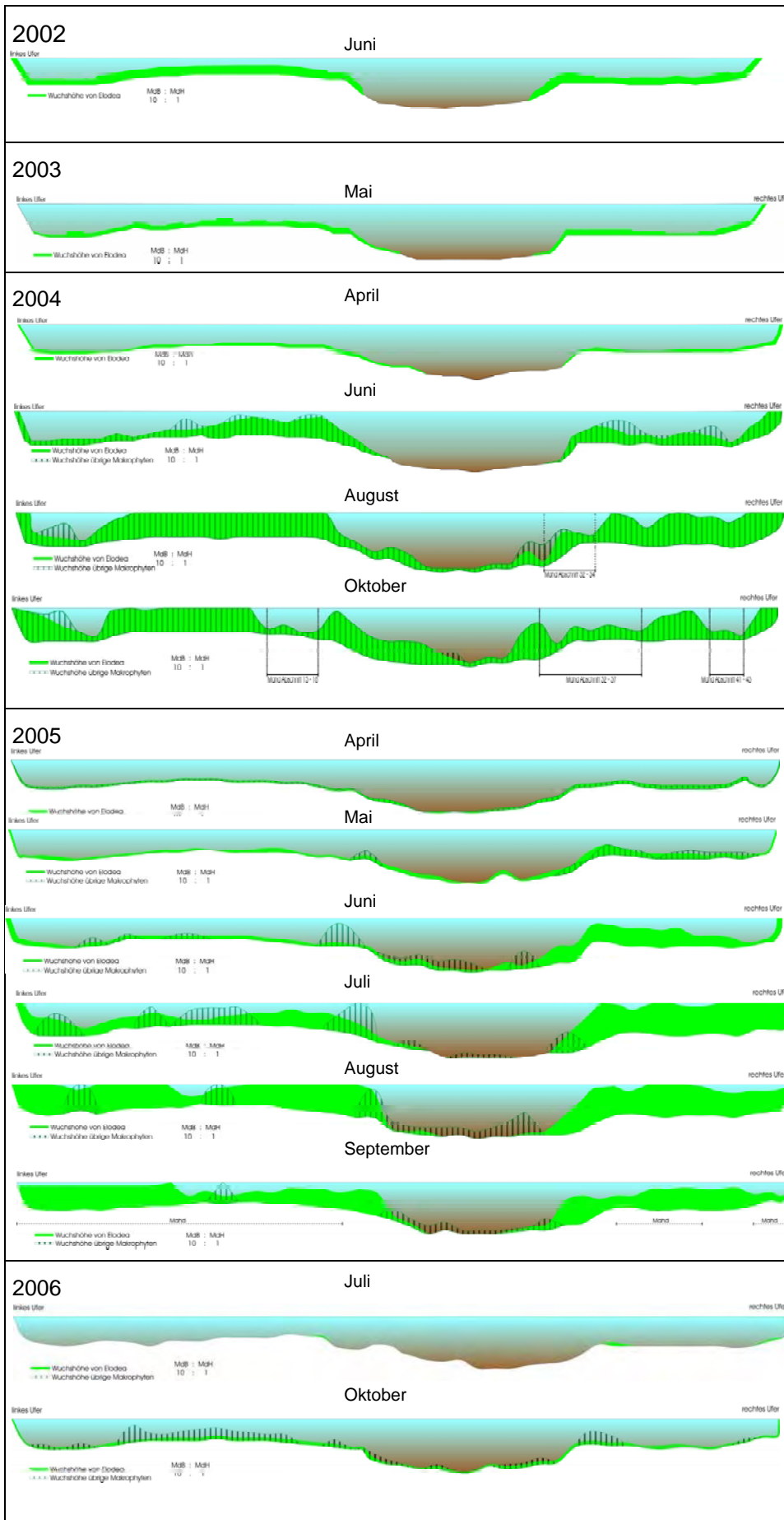


Abb. 7.4-31a:
Transektkartierung
Kemnader See
2002 - 2006

7 - Ergebnisse

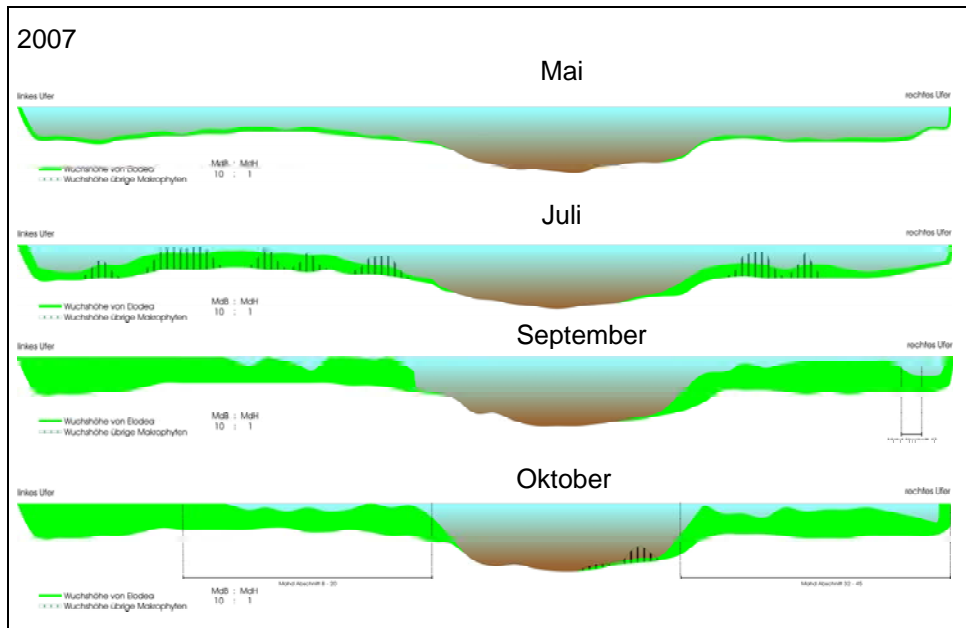


Abb. 7.4-31b: Transektkartierung Kegnader See 2007

Für die meisten Beobachtungsjahre lässt sich feststellen, dass in allen Seen das Wachstum der Makrophyten mit erkennbarem Längenzuwachs im Mai beginnt, wobei bereits im April grüne Knospen an den Fragmenten gebildet werden.

Das Wachstum der Makrophyten erreicht dann in der Regel im Juli die Wasseroberfläche (Hengsteysee 2004: Juni, Harkortsee 2005: August). Ein Rückgang der Bestände ist dann meist erst ab Oktober zu verzeichnen. Die Auswirkungen der Mahd werden erst ab September deutlich, da dann *Elodea nuttallii* auf Grund geringerer Wassertemperaturen und geringerer Lichtintensität nicht in der Lage ist, die Verluste an Pflanzenmasse durch ihr ansonsten schnelles Wachstum wieder auszugleichen.

Abb. 7.4-32 zeigt die Mittelwerte der Häufigkeitsklassen (HK) von *Elodea nuttallii* in den Transekten. Im direkten zeitlichen Vergleich zeigt sich, dass 2004 und 2005 im Hengsteysee die Bestände immer höhere Häufigkeiten erreichen als in den beiden anderen Seen. Für den Kegnader See errechnen sich für die drei untersuchten Jahre, in denen sich Massenbestände ausbildeten, Mittelwerte von HK 4-4,5. Diese niedrigeren Werte lassen sich mit der Lage des Transekts erklären, da dieser den alten Ruhrlauf mit einbezieht. Die Häufigkeiten bilden den Jahresgang der Bestandsentwicklung gut ab: die Dichten nehmen in der Regel ab April/Mai kontinuierlich zu und gehen dann nach Oktober wieder zurück.

Ganz anders als die Bestandsentwicklungen der anderen untersuchten Jahre zeigen sich die Verhältnisse im Jahr 2006. Obwohl die Reste der Fragmente im Winter 2005/2006 den Verhältnissen des Vorjahres entsprechen, bleiben die Bestände 2006 in allen drei Seen zunächst schütter und niedrigwüchsig. Erst ab Juli setzt ein verstärktes Wachstum ein. *Elodea nuttallii* wächst jedoch eher verzweigt und buschig, erreicht aber lokal auch die Häufigkeitsstufe 5 „massenhaft“. In keinem der Seen werden die Stängel so lang, dass sie bis zur Wasseroberfläche reichen.

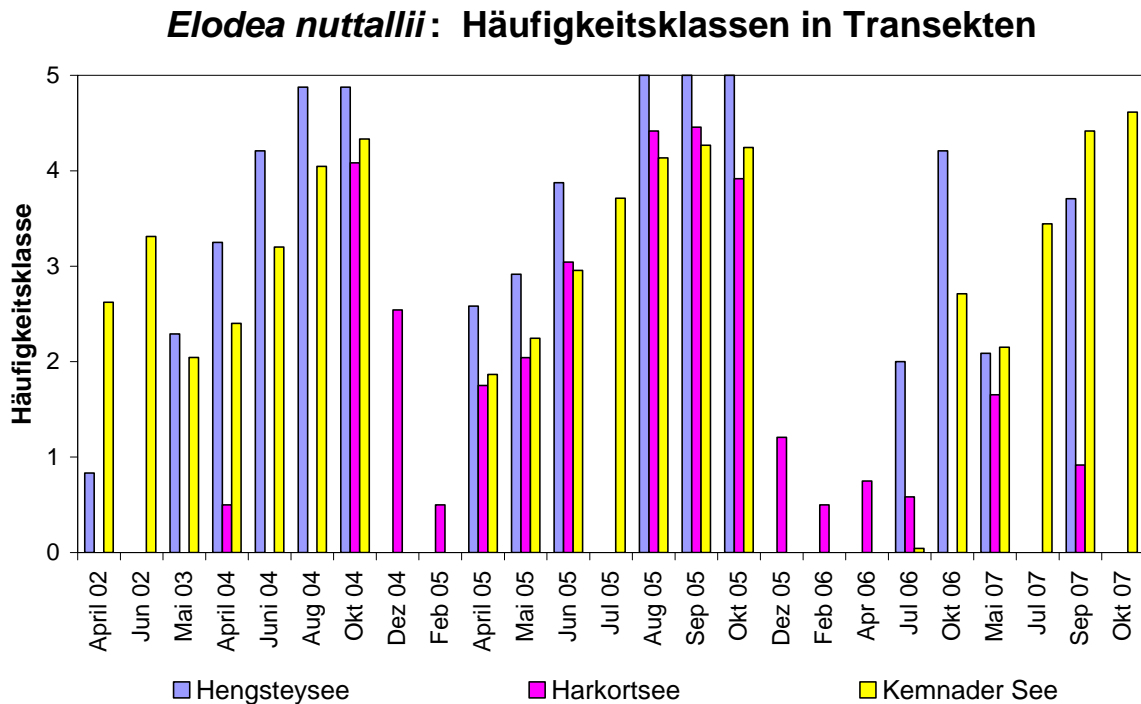


Abb. 7.4-32: Mittelwerte der Häufigkeitsklassen von *Elodea nuttallii* in den Transekten von Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader Stausee in den Jahren 2002 bis 2007.

Im darauffolgenden Jahr 2007 kommt es jedoch wieder zu einer Massenentwicklung von *Elodea nuttallii*. Lediglich der Harkortsee fällt durch einen geringen Mittelwert der Häufigkeitsklassen (siehe Abb. 7.4-32) auf. Die Bestände sind dort insgesamt wesentlich schwächer ausgebildet, verstärkt wird dies aber auch durch die Lage des Transekts. Dieser untersuchte Bereich weist deutlich weniger Makrophyten auf, die zusätzlich noch durch das Sommerhochwasser im August (siehe Abb. 7.4-30b) reduziert wurden. Ebenfalls eine Reduktion der HK ist im Hengsteysee zu beobachten (siehe Abb. 7.4-29b). Hier kam es besonders im Bereich der Villa Funke zu Verlusten durch starke Strömungen.

Die Auswirkungen des Hochwassers vom August 2007 werden näher im Kap. 7.1 (Hydraulik) und im Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung im Kap. 8.2 diskutiert.

7.5 Morphometrie von *Elodea nuttallii*

Ziel der Vermessung einzelner Pflanzen von *Elodea nuttallii* war es zu prüfen, ob sich Länge und Wuchsform in den Seen unterscheiden bzw. ob diese Parameter auch bei Pflanzen aus Massenbeständen im Vergleich zu Pflanzen, die in geringeren Dichten wachsen, deutlich variieren.

Tab. 7.5-1 zeigt das Ergebnis des Man-Whitney U-Tests für den Vergleich von Pflanzenlänge, Wurzellänge sowie Internodienlänge im basalen Teil des Sprosses und im oberen Bereich für Pflanzen, die in Massenbeständen wuchsen (H5) und Pflanzen, die in geringeren Dichten wuchsen (H2).

Tab. 7.5-1: Vergleich von Pflanzenlänge, Wurzellänge, Internodienlänge im basalen Teil des Sprosses und im oberen Bereich für Pflanzen bei Pflanzen aus H5 im Vergleich zu Pflanzen aus H2.

	Häufigkeit	Gült. N	Mittelw. [cm]	Minimum [cm]	Maximum [cm]	Stdabw.	p
Pflanzenlänge	H2	20	47,30	27	64	15,67	**
	H5	20	111,05	54	182	34,53	
Wurzellänge	H2	10	7,60	3	18	4,38	**
	H5	10	34,70	27	53	7,51	
Internodienlänge oben	H2	100	0,47	0,3	0,9	0,13	**
	H5	100	2,79	1,2	4	0,48	
Internodienlänge unten	H2	100	0,65	0,4	1	0,18	**
	H5	100	2,99	1,8	7,5	0,75	

** : $p < 0,01$; „hoch signifikant“

* : $p < 0,05$ „signifikant“

Der Vergleich zeigt, dass Pflanzen aus Massenbeständen in allen ausgewerteten Wuchsparametern hoch signifikant länger sind als Pflanzen aus der Häufigkeitsklasse 2. Gründe hierfür können sei:

- Die Habitatbedingungen in Bereichen, die massenhaft besiedelt werden (H5), sind so günstig, dass sie ein stärkeres Wachstum der Pflanzen zulassen.
- In Massenbeständen spielt die Eigenbeschattung eine größere Rolle, so dass unter diesen Bedingungen die Pflanzen möglichst schnell bis zur Wasseroberfläche, d.h. ans Licht, wachsen. Dies erfolgt vor allem durch Streckung der Internodien, weswegen die Pflanzen länger, aber auch dünner erscheinen.

Differenzierter wird das Bild, wenn die Daten zusätzlich nach Standorten und Entnahmedatum klassifiziert werden. Abb. 7.5-1 zeigt den Längenvergleich von *Elodea nuttallii*-Pflanzen aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See aus August, September und Oktober 2004.

Wiederum zeigen sich die Proben aus weniger dichten Beständen (H2) kürzer als Pflanzen aus H4 und H5. Ein Längenwachstum der Pflanzen in H2 des Harkortsees zwischen August und Oktober ist nicht nachzuweisen, beide Proben unterschieden sich statistisch gesichert nicht. Bei den Proben aus Massenbeständen des Harkortsees von August, September und Oktober fallen die hoch signifikant kürzeren Pflanzen vom September auf.

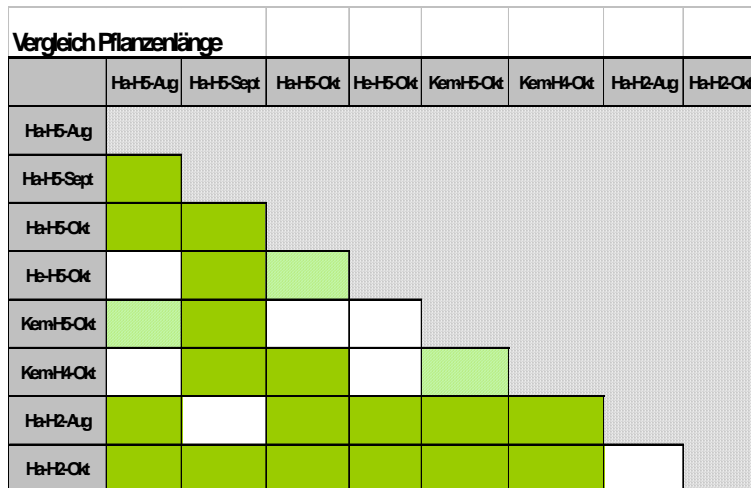
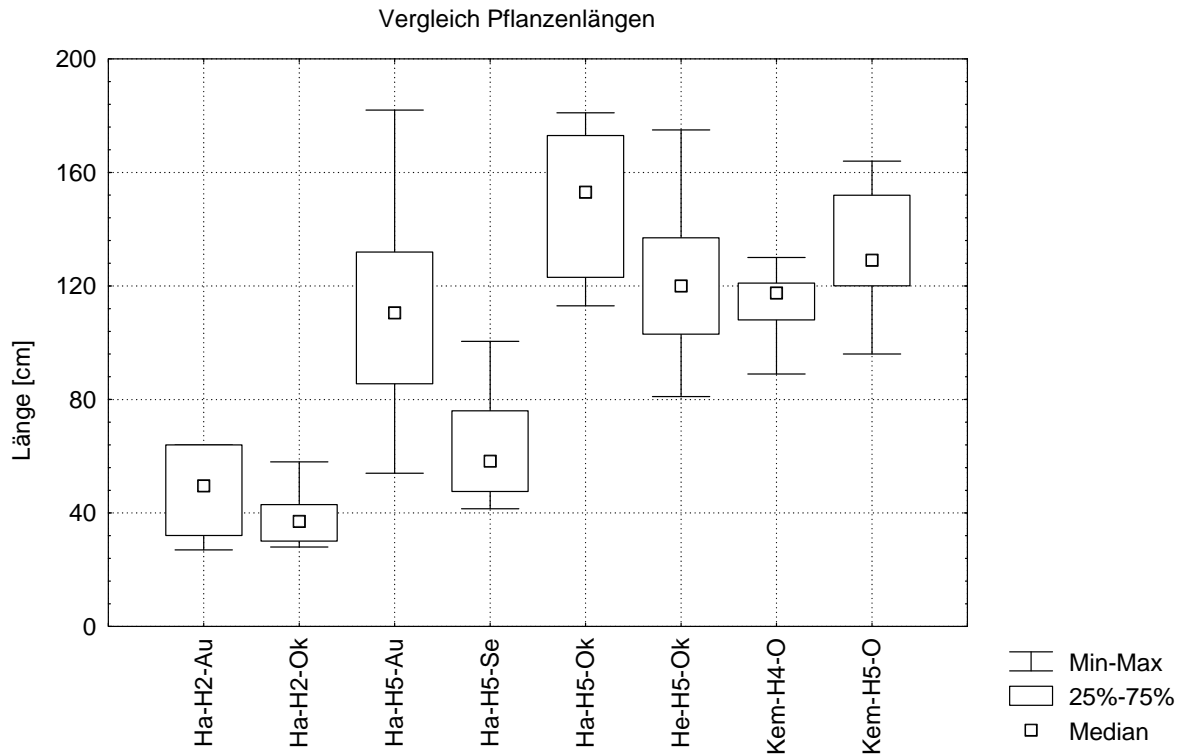
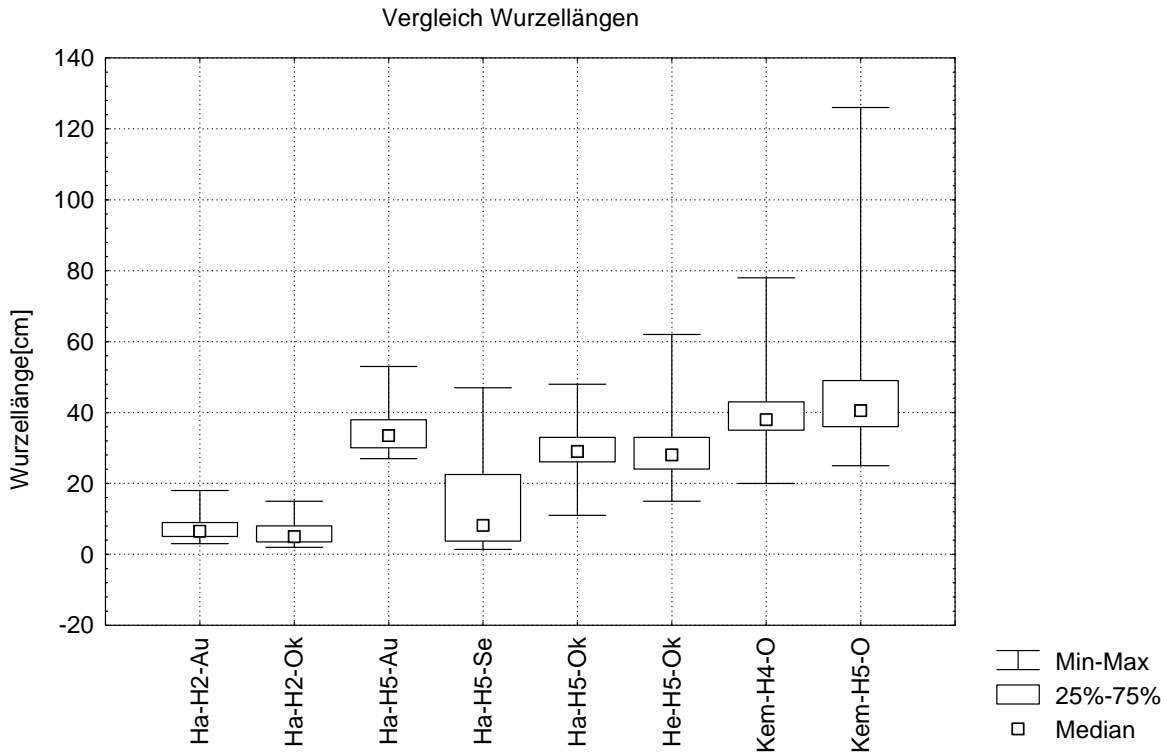


Abb. 7.5-1: Vergleich der Pflanzenlänge von *Elodea nuttallii* aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See im August, September und Oktober 2004. Darstellung als Box-Whisker-Plots und Ergebnis des Man-Whitney U-Tests:

weiß: $p > 0,05$ = „ohne Signifikanz“;
 hellgrün: $p < 0,05$ = signifikant;
 grün: $p < 0,01$ = hoch signifikant

Im Oktober 2004 sind die Pflanzen jedoch im Mittel wieder deutlich länger, länger sogar als im August. Es ist daher davon auszugehen, dass im September ein Bereich, der erst kurze Zeit vorher gemäht wurde, beprobt wurde. Der Vergleich der Pflanzenlängen von *Elodea nuttallii* im Oktober im Kemnader See aus Beständen von H4 und H5 zeigt, dass sich diese beide Bestände signifikant unterscheiden mit längeren Pflanzen in H5. Jedoch ist dieser Unterschied nicht so ausgeprägt wie der zeitgleiche Vergleich zwischen Pflanzen aus H2 und H5. Werden die Pflanzenlängen der Massenbestände zeitgleich verglichen, so unterscheiden sich die Pflanzlängen im Kemnader See weder von denen im Harkortsee noch von denen des Hengsteysees.



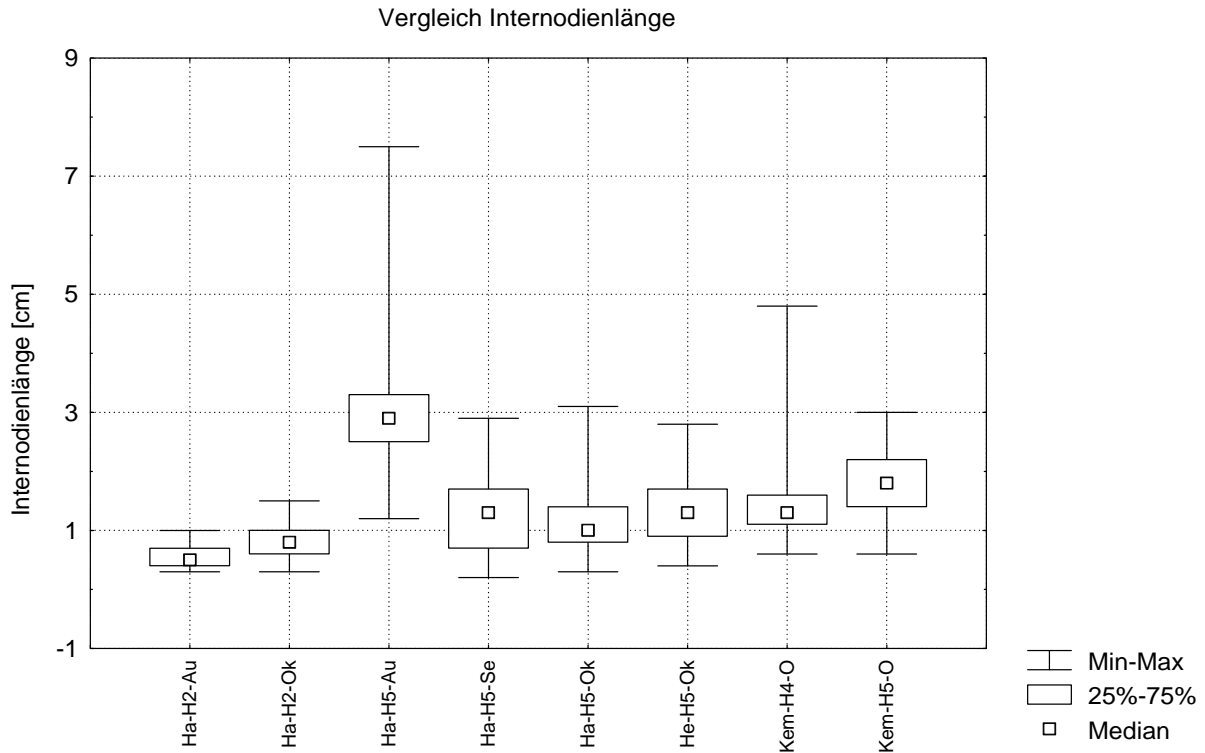
Vergleich Wurzellänge

	Ha+H5-Aug	Ha+H5-Sept	Ha+H5-Okt	He+H5-Okt	Kem+H5-Okt	Kem+H4-Okt	Ha+H2-Aug	Ha+H2-Okt
Ha+H5-Aug								
Ha+H5-Sept								
Ha+H5-Okt								
He+H5-Okt								
Kem+H5-Okt								
Kem+H4-Okt								
Ha+H2-Aug								
Ha+H2-Okt								

Abb. 7.5-2: Vergleich der Wurzellängen von *Elodea nuttallii* aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See im August, September und Oktober 2004. Darstellung als Box-Whisker-Plots und Ergebnis des Man-Whitney U-Tests:

weiß: $p > 0,05$ = „ohne Signifikanz“;
 hellgrün: $p < 0,05$ = signifikant;
 grün: $p < 0,01$ = hoch signifikant

Die oben für die Gesamtlänge der Pflanzen beschriebenen Unterschiede spiegeln sich auch in den Längen der Wurzeln von *Elodea nuttallii* wider. Auch sind in der Zeitreihe im Harkortsee die Wurzeln im September hoch signifikant kürzer als im Monat davor und danach. Die Wurzellängen im August und Oktober im Harkortsee bei H5 unterscheiden sich nicht. Auch der zeitgleiche Vergleich im Kemnader See zwischen H4 und H5 unterscheidet sich statistisch nicht. Auch wenn sich die Wurzeln im Kemnader See hoch signifikant von denen im Harkortsee und Hengsteysee unterscheiden, zeigen die Box-Whisker-Plots die hohe Variabilität der Längen mit nur geringen Unterschieden in den Medianwerten.



Vergleich Internodienlängen								
	Ha-H5-Aug	Ha-H5-Sept	Ha-H5-Ok	He-H5-Ok	Kem-H5-Ok	Kem-H4-Ok	Ha-H2-Aug	Ha-H2-Ok
Ha-H5-Aug								
Ha-H5-Sept	grün							
Ha-H5-Ok	hellgrün	weiß						
He-H5-Ok	grün	weiß	hellgrün					
Kem-H5-Ok	grün	weiß	hellgrün	weiß				
Kem-H4-Ok	grün	weiß	hellgrün	weiß	hellgrün			
Ha-H2-Aug	grün	weiß	hellgrün	weiß	hellgrün	weiß		
Ha-H2-Ok	grün	weiß	hellgrün	weiß	hellgrün	weiß	hellgrün	

Abb. 7.5-3: Vergleich der Internodienlängen von *Elodea nuttallii* aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See im August, September und Oktober 2004. Darstellung als Box-Whisker-Plots und Ergebnis des Man-Whitney U-Tests:

weiß: $p > 0,05$ „ohne Signifikanz“;
 hellgrün: $p < 0,05$ = signifikant;
 grün: $p < 0,01$ = hoch signifikant

Auch in den Internodienlängen sind diese bei Pflanzen aus H5 hoch signifikant länger als bei Pflanzen aus H2. Die Zunahme der mittleren Längen in H2 von August bis Oktober ist das Streckungswachstum dieser Stängelabschnitte in dieser Zeit. Aufgrund der Variabilität der Gesamtlängen der Pflanzen bewirkt dieses internodale Längenwachstum jedoch keinen signifikanten Unterschied in der Gesamtlänge der Pflanzen (7.5-1). In den Proben aus H5 im Harkortsee ist die signifikant höchste Internodienlänge im August auffällig. Nachdem die Pflanzen offensichtlich durch Mahd (Abb. 7.5-3) verkürzt wurden, sind die Internodien der nachwachsenden Seitentriebe deutlich kürzer und wachsen kaum mehr. Die Darstellung als Box-Whisker-Plots zeigt, dass die – wenn auch im nonparametrischen Test hoch signifikanten - Unterschiede in ihren Absolutwerten sehr gering sind und eine hohe, sich überlappende Varianz aufweisen.

Fazit

Die statistische Auswertung der morphometrischen Daten zeigt, dass sich Pflanzen aus Bereichen der Häufigkeitsstufe 2 in der Regel in Internodienlänge, Pflanzenlänge und Wurzellänge von Beständen aus H4 und H5 signifikant unterscheiden. Ein statistisch gesicherter Unterschied zwischen H4 und H5 besteht in den meisten Fällen nicht. Die Variabilität zwischen den drei Flusseen und die Unterschiede zwischen den verschiedenen Beprobungsmonaten ist jedoch hoch. Eindeutige Unterschiede in der Wuchsform von *Elodea nuttallii* der verschiedenen Seen bestehen nicht.

7.6 Biomasse und chemische Gehalte von *Elodea nuttallii*

Elodea nuttallii weist mit im Mittel 7,6 % einen relativ niedriges Trockengewicht aus. Abb. 7.6-1 zeigt Minimum, Maximum und Median aus 14 Einzelbestimmungen von Pflanzenmaterial aus den drei oberen Ruhrstauseen. Der relative Anteil des Trockengewichtes unterscheidet sich in der Vegetationsperiode weder in den verschiedenen Monaten noch zwischen den Flusstauseen.

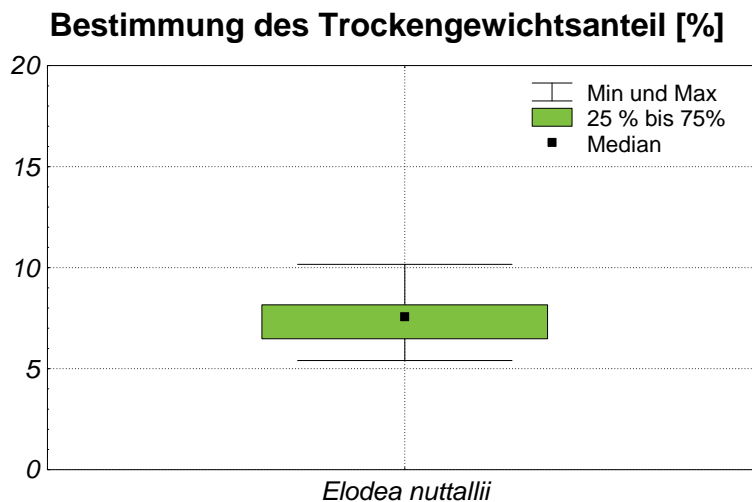


Abb. 7.6-1: Trockengewichtsanteil bei *Elodea nuttallii*. Box-Whisker-Plot-Darstellung (n = 14)

Die Biomasse, die *Elodea nuttallii* bezogen auf die Fläche erreichen kann, ist abhängig von der Wuchslänge und der Dichte der Pflanzen. Dies wurde im Rahmen der Vor-Ort-Erhebung integrierend als Schätzung in Häufigkeitsklassen erfasst. Abb. 7.6-2 zeigt als Mittelwert aus 2 bis 4 Einzelmessungen aus den Jahren 2004 und 2005 die Biomasse von *Elodea nuttallii* in Abhängigkeit von der Häufigkeitsklasse.

Biomasse *Elodea nuttallii*

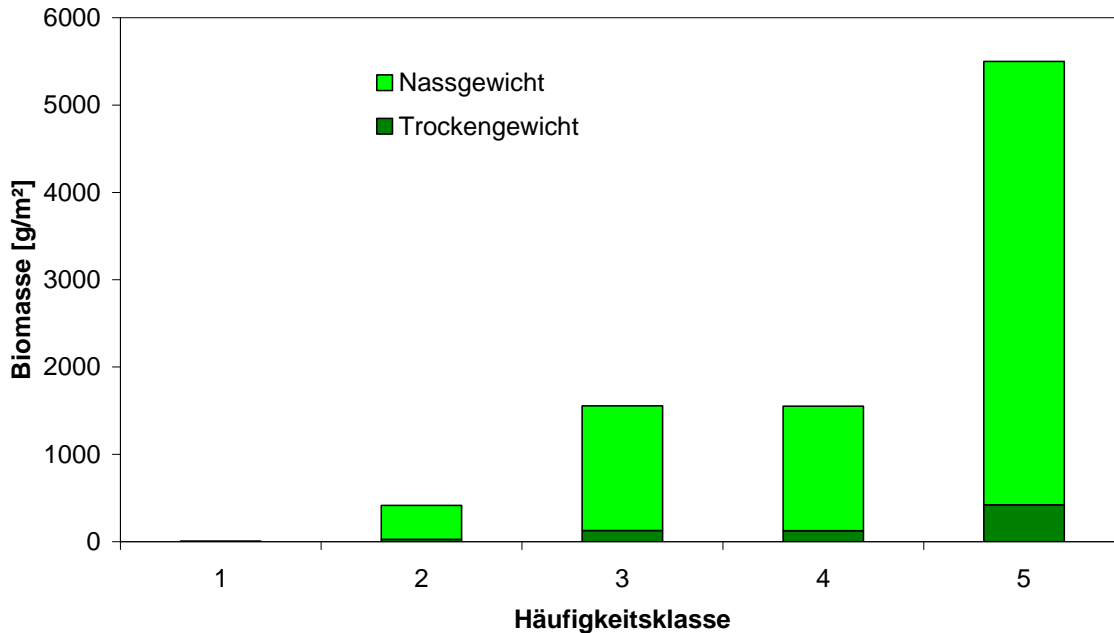


Abb. 7.6-2: Biomasse von *Elodea nuttallii* (Trockengewicht und Nassgewicht) in Abhängigkeit von der Häufigkeitsklasse. (Mittelwerte aus 2 bis vier Messungen)

Aus Abb. 7.6-2 wird deutlich, dass die beiden Häufigkeitsklassen 3 (mittel) und 4 (viel) sich in ihrer Biomasse kaum unterscheiden. Dies beruht in erster Linie auf einer Einschätzung im Jahr 2004, in der nur eine vergleichsweise geringe Biomasse für Häufigkeitsstufe 4 bestimmt wurde und muss als Hinweis dafür dienen, dass diese beiden Häufigkeitsklassen vor Ort nicht scharf zu trennen sind. Für die weitere Berechnung der Biomasse *Elodea nuttallii* eines ganzen Sees wird daher nicht mehr zwischen diesen beiden Häufigkeitsstufen unterschieden sondern deren gemeinsamer Mittelwert für die Berechnung verwendet.

Zur Charakterisierung der chemischen Zusammensetzung von *Elodea nuttallii* wurde deren Gehalte an C, N und P sowie der Energiegehalt in der Trockensubstanz bestimmt:

- P-Gehalt: 0,7 –0,9 %
- C-Gehalt: 29 –37 %
- N-Gehalt: 3,4 %
- S-Gehalt: 0,3 %
- Energiegehalt: 12.800 kJ/kg

Für das Vorkommen von *Elodea nuttallii* von besonderer Bedeutung ist ihre Fähigkeit, Phosphor als Polyphosphate im Gewebe zu speichern und diese Reserve bei Phosphor-Mangelsituationen als Energiespeicher aufzubrauchen. Dies zeigt sich in dem sehr weiten Spektrum an P-Gehalten, die zwischen 0,2 % und 1,2 % liegen können (Abb. 7.6-3). Auch die P-Gehalte von *Elodea nuttallii* aus den Ruhrstauseen liegen in diesem Bereich.

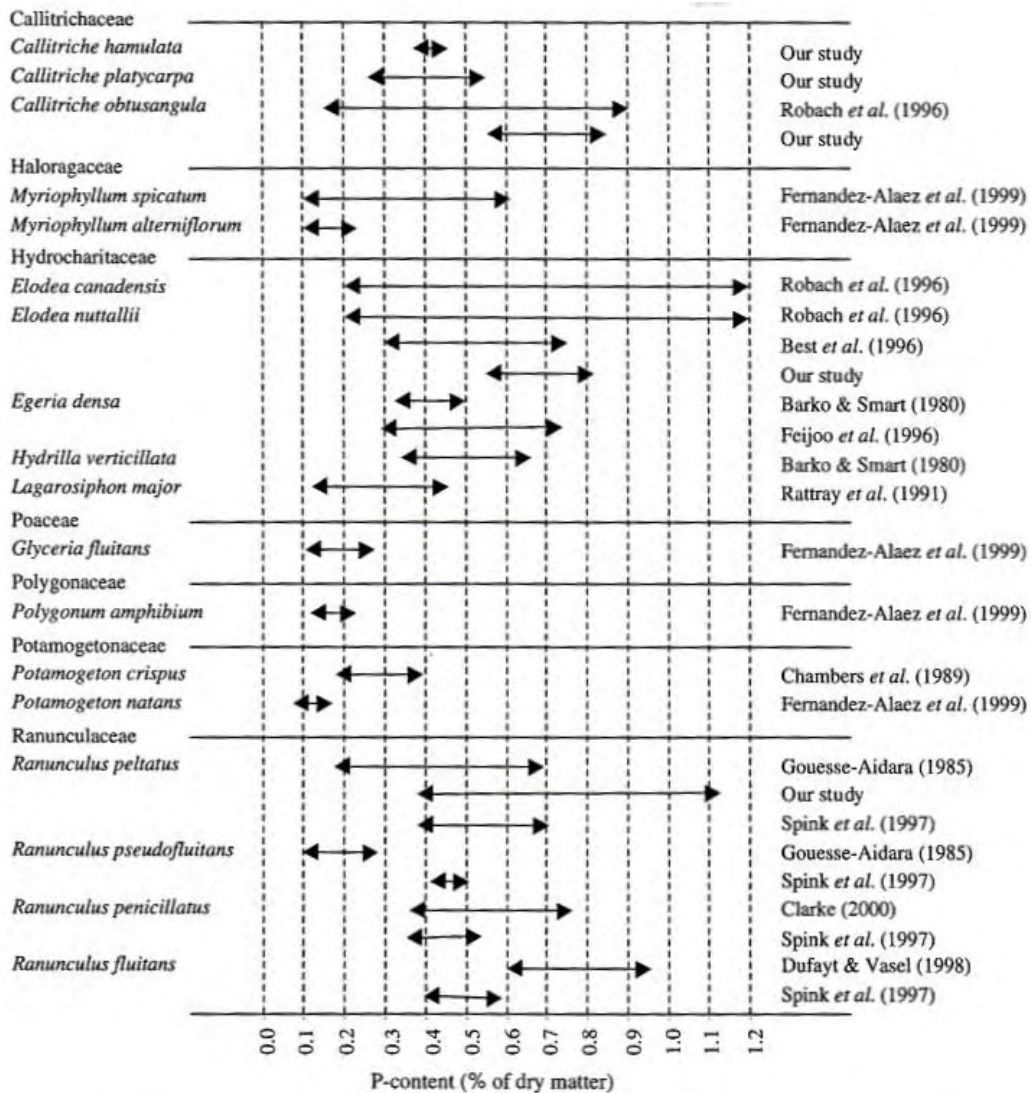


Abb. 7.6-3: Vergleich der P-Gehalte im Trockengewicht verschiedener Wasserpflanzenarten (aus: GARBEY et al. 2004)

THIEBAULT (2005) konnte für Gewässer in den Vogesen nachweisen, dass der mittlere P-Gehalt in *Elodea nuttallii* mit dem mittleren ortho-PO₄-P-Gehalt der Gewässer korreliert (Abb. 7.6-4). Gemäß der von ihr ermittelten hochsignifikanten Abhängigkeit sollte bei Übertragung der Bedingungen auf die Ruhrstauseen, der dortige mittlere ortho-PO₄-P-Gehalt zwischen ca. 0,055 mg/l und ca. 0,08 mg/l liegen.

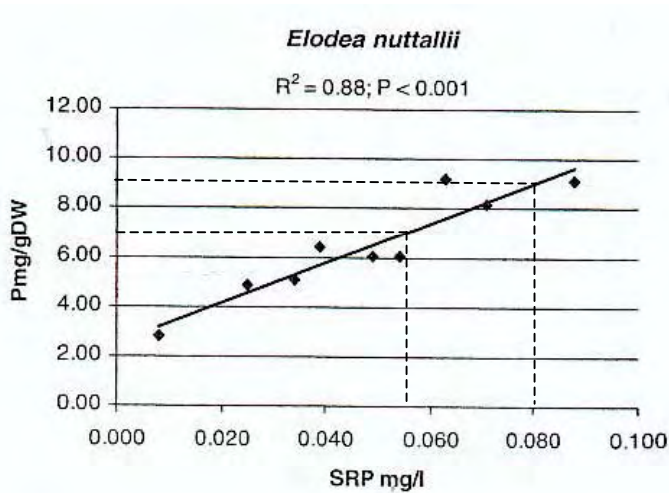


Abb. 7.6-4: Abhängigkeit zwischen ortho-PO₄-P-Gehalt (SRB: soluble reactive phosphorus = gelöster reaktiver Phosphor) und mittlerem P-Gehalt von *Elodea nuttallii*, mit Lage des Bereiches der P-Gehalte in *Elodea nuttallii* in den Ruhrstauseen. (verändert nach THIEBAULT, 2005)

Der ortho-PO₄-P Gehalt in den Ruhrstauseen konnte in den letzten Jahrzehnten durch den Ausbau der Kläranlagen deutlich reduziert werden (Abb. 7.6-5). Seit 2000 liegen die jährlichen Mittelwerte (Arithmetische Jahresmittelwerte Hengsteysee) zwischen 0,14 mg/l und 0,18 mg/l, somit immer noch höher als gemäß der von THIEBAULT (2005) beschriebenen Abhängigkeit.

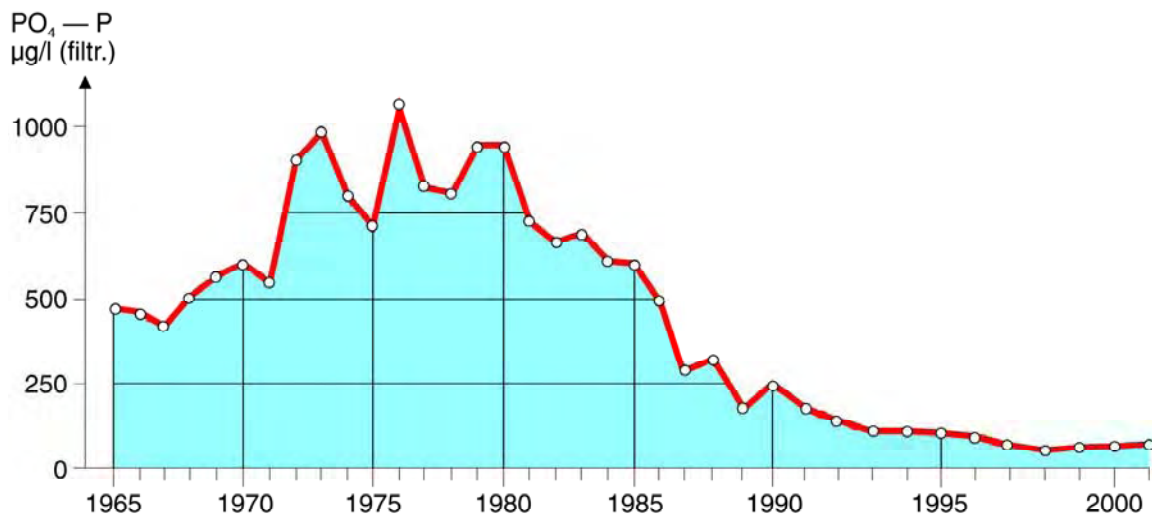


Abb. 7.6-5: Phosphat-Konzentration in der Ruhr bei Essen (Sommerhalbjahres-Mittelwerte bei Niedrigwasserführung $Q < 30 \text{ m}^3/\text{s}$)

Dies bedeutet, dass zu erwarten ist, dass *Elodea nuttallii* auch im Fall einer weiteren Senkung der ortho-P-Konzentrationen in der Ruhr wahrscheinlich nicht ihren Phosphor-Reservegehalt weiter senken wird, sondern sich eher dem von THIEBAULT prognostizierten Verhältnis annähern wird. Für die Bewirtschaftung bedeutet das, dass auch eine Senkung des ortho-Phosphat-Gehaltes nicht in der Lage sein wird, durch Nährstofflimitierung die Bestandsdichten von *Elodea nuttallii* zu reduzieren. Bereits heute nutzt *Elodea nuttallii* die verfügbaren Phosphate maximal zur Nährstoffspeicherung. Diese Speichermenge, welche

die Voraussetzung für Massentwicklungen auch unter kurzzeitigen P-Mangelsituationen ist, sollte auch bei Senkung der mittleren P-Konzentrationen in der Ruhr um 50 % - um in den Bereich der von THIEBAULT prognostizierten Verhältnisse zu kommen -, keine Veränderung der *Elodea nuttallii*-Bestandsdichten bewirken.

Fazit

Elodea nuttallii hat einen nur geringen Trockengewichtsgehalt und besteht zu über 90 % aus Wasser.

Das Verhältnis von ortho-P-Gehalt im Ruhrwasser zum Phosphorgehalt in der Pflanze macht deutlich, dass eine weitere hypothetische Senkung des P-Gehaltes in der Ruhr um 50 % nicht geeignet ist, die Bestandsentwicklung von *Elodea nuttallii* auch nur zu beeinflussen.

7.6.1 Anreicherung von Schwermetallen in *Elodea nuttallii*

Die Ergebnisse der Schwermetallgehalte in *Elodea nuttallii* werden in Kap. 7.12 näher diskutiert. Ein Vergleich der Schwermetallgehalte in Trockensubstanz von Sediment und Pflanzenmaterial gibt Hinweise darauf, ob *Elodea nuttallii* die im Sediment enthaltenen Schwermetalle aufnimmt und in ihrer Biomasse speichert. Dabei zeigt ein Verhältnis Pflanzengehalt zu Sedimentgehalt >1 eine Anreicherung an, während Werte <1 zeigen, dass das entsprechende Schwermetall weniger gut aufgenommen wird.

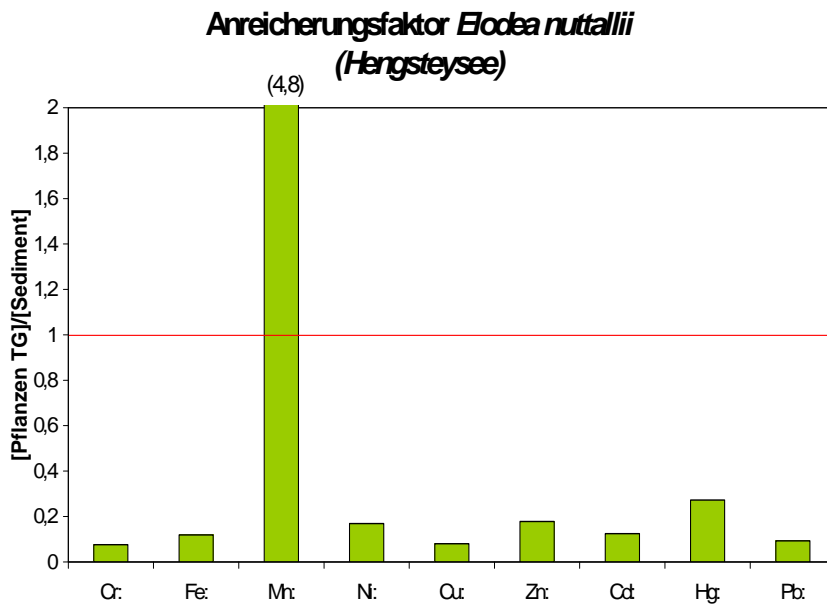


Abb. 7.6-6: Schwermetall-Anreicherungsfaktor von *Elodea nuttallii* im Vergleich zu den Sedimentgehalten am Beispiel des Hengsteysees

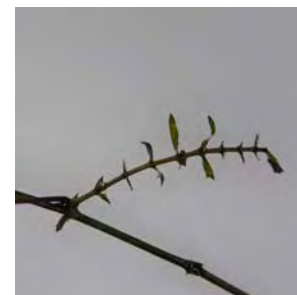


Abb. 7.6-7: Schwarzfärbung von *Elodea nuttallii* durch Auflagerung von Manganoxid

Abb. 7.6-6 zeigt, dass praktisch für alle Schwermetalle der Anreicherungsfaktor deutlich <1 ist, d.h. *Elodea nuttallii* die Schwermetalle nur in geringen Maße über die Wurzeln aufnimmt. Eine Aufnahme über die Blätter ist auf Grund der geringen gelösten Schwermetallkonzentrationen (RUHRVERBAND 2005) zu vernachlässigen.

Der Anreicherungsfaktor deutlich >1 bei Mangan beruht darauf, dass *Elodea nuttallii* im Jahresverlauf auf Stängeln und Blättern mit einer dünnen schwarzen Kruste von Manganoxid überzogen wird (Abb. 7.6-7). Mangan wird somit nicht durch die Pflanze aktiv aufgenommen, sondern im chemischen Gradient (pH-Wert, Sauerstoff) zwischen Blattoberfläche und freier Wassersäule kommt es zu verstärkten Fällungsprozessen, und Manganoxid wird auf der Pflanzenoberfläche abgelagert. Auch dieser Prozess sollte die Brüchigkeit von *Elodea nuttallii* im Herbst noch weiter verstärken. Zudem wird durch die anorganischen schwarzen Überzüge der Lichteinfall auf die Chloroplasten reduziert, was sich negativ auf Primärproduktion und Wachstum auswirkt.

7.6.2 Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii*

Die Bestimmung der Sauerstoffzehrung von *Elodea*-Material dient der Abschätzung, ob im Gewässer bei herbstlichem Absterben oder verstärktem Abtrieb bei erhöhten Abflüssen durch den bakteriellen Abbau des Pflanzenmaterials kritische Sauerstoffminima auftreten können. Diese könnten von relevanter wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung sein. Ein solcher Effekt wird von einer Vielzahl von Autoren für möglich gehalten, wurde aber noch nicht durch Messungen verifiziert.

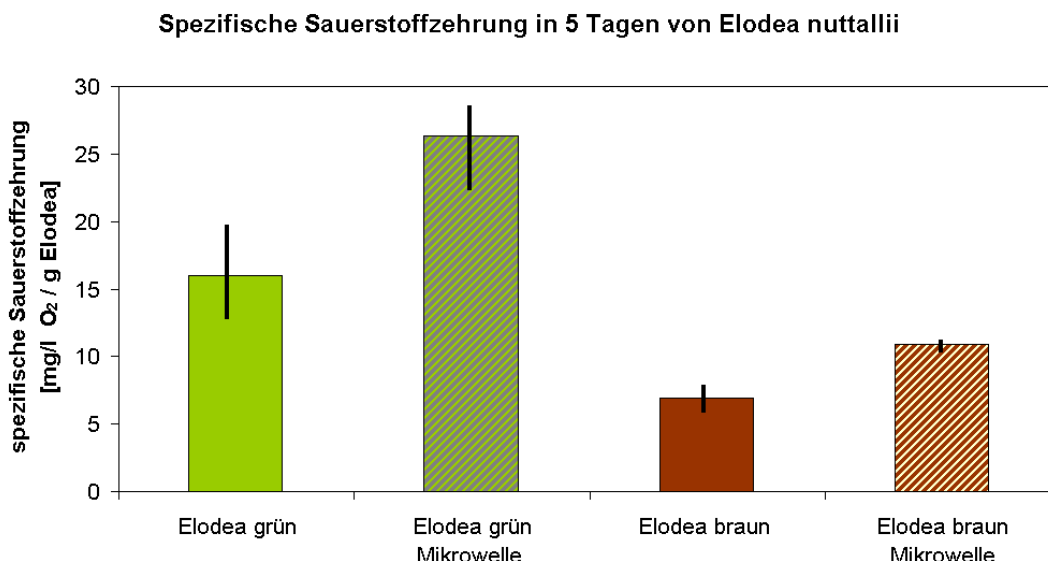


Abb. 7.6-8: Spezifische Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* Material bei 20 °C im Dunkeln über 5 Tage.

Da in den Ruhrstauseen der Rückgang der Makrophytenbestände in der Regel mit erhöhten Abflüssen oder dem Absterben von Zoo- und Phytoplankton zeitgleich einhergeht, sind Effekte durch Vor-Ortmessungen nicht eindeutig zu belegen. Daher wurde das Gefährdungspotenzial, das von lebendem und totem *Elodea*-Material ausgeht, experimentell bestimmt. Dies erfolgte auf zwei verschiedenen Wegen: Durch die Zweipunktmessungen in Anlehnung an das Verfahren zur Bestimmung des BSB₅ von Wasserproben wurde die Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* in 5 Tagen bestimmt.

Abb. 7.6-8 vergleicht die Sauerstoffzehrung lebender *Elodea* in der aktiven Wachstumsphase („*Elodea* grün“) mit *Elodea* in der winterlichen Ruhephase („*Elodea* braun“), und zeigt die Änderungen, wenn beide Proben durch Mikrowellenbestrahlung vollständig abgetötet wurden. Zur Interpretation der Ergebnisse müssen die gleichzeitig ablaufenden Stoffwechselprozesse bei den verschiedenen Versuchsansätzen unterschieden werden:

- **„*Elodea* grün“:** in der Dunkelheit während der Versuchsdauer verbraucht *Elodea nuttallii* durch Dunkelatmung Sauerstoff, zudem verbraucht der heterotrophe Aufwuchs (Bakterien, Ciliaten, Rotatorien, Schwämme, Bryozoa) Sauerstoff. Der autotrophe Aufwuchs betreibt ebenfalls Dunkelatmung. Innerhalb der fünftägigen Versuchsdauer ist davon auszugehen, dass *Elodea nuttallii* nicht abstirbt und biogen abgebaut wird. Auch der Aufwuchs sollte zum überwiegenden Teil die Exposition lebend überdauern, so dass für diesen Versuch eine bakterielle Dekomposition von Biomasse vernachlässigt werden kann.
- **„*Elodea* grün, Mikrowelle“:** Durch die Bestrahlung wurde die *Elodea*-Pflanze inkl. ihres Aufwuchses vollständig abgetötet. Die gemessenen Sauerstoffzehrung beruht auf dem bakteriellen Abbau der Biomasse und der durch Leaching aus dem Plasma freigesetzten organisch gelösten Stoffe (DOC).
- **„*Elodea* braun“:** In der winterlichen Ruhephase findet in der Pflanze kaum noch Stoffwechsel statt. Die Auflagerungen von Mangan- und Eisenoxid verursachen die schwarz-braune Färbung und schirmen die Chloroplasten auch bei Tag von der Lichteinstrahlung weitgehend ab. Zudem stellt der Metalloxid-Überzug eine Diffusionsbarriere dar, so dass der Gaswechsel der Pflanze eingeschränkt wird. Daher ist auch die spezifische Dunkelatmung der Pflanze geringer als in der Wachstumsphase. Die O₂-Zehrung sollte in erster Linie durch Dissimilation und Dunkelatmung des Aufwuchses erfolgen.
- **„*Elodea* braun, Mikrowelle“:** die im Vergleich zu der mikrowellen-bestrahlten Sommerprobe geringere Sauerstoffzehrung, der den bakteriellen Abbau von *Elodea*-Pflanze und Aufwuchs widerspiegelt, zeigt den geringeren Anteil biochemisch abbaubarer Kohlenstoffverbindungen während der Winterruhe.

Aus diesen Größen lassen sich damit die einzelnen Bausteine der Sauerstoffzehrung bilanzieren (Abb. 7.6-9).

Auffällig in Abb. 7.6-9 ist der hohe Anteil, den der Aufwuchs, der nur einen Bruchteil der gesamten Biomasse ausmacht, am Gasstoffwechsel hat. Dies ist jedoch erklärlich, da er auf der Oberfläche von Stängel und Blättern sitzt und damit den direkten Kontakt zum umgebenden wässrigen Milieu hat. Hinzu kommt, dass der Aufwuchs (zumeist Einzeller) leicht bakteriell abbaubar ist. *Elodea nuttallii* hingegen setzt bei Abtötung durch Mikrowellenbestrahlung zwar innerhalb der fünftägigen Versuchsdauer ihr Zellplasma frei, ihre Zellwände aus Cellulose sind jedoch bakteriell schwer abbaubar, so dass deren bakterieller Abbau in der Bilanz nicht mit erfasst wurde. Bestätigt wird diese Aussage durch die Tatsache, dass die mit Mikrowellenbestrahlung abgetöteten *Elodea*-Pflanzen auch noch nach 5 Tagen Exposition als Pflanzenteile zwar weich, aber strukturell noch weitgehend erhalten waren.

Sauerstoffzehrung

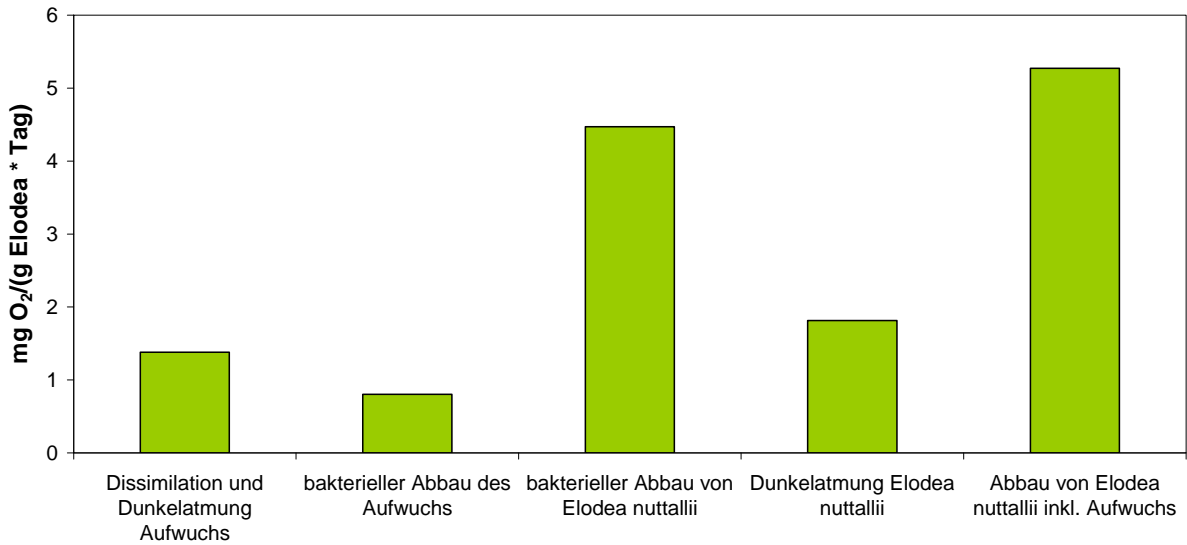


Abb. 7.6-9: Bilanzierung der einzelnen Kompartimente der sauerstoff-zehrenden Prozesse bei *Elodea nuttallii* innerhalb von 5 Tagen

Um den Abbau von *Elodea nuttallii* differenzierter in ihrem zeitlichen Ablauf auch über einen längeren Zeitraum verfolgen zu können, wurden Versuche zur Sauerstoffzehrung im Sapromat durchgeführt. Wie bei der Sauerstoffzehrung nach der Zwei-Punkt-Methode muss auch für die Untersuchung im Sapromat die Sauerstoffzehrung des eingesetzten Wassers zunächst geprüft werden. Abb. 7.6-10 zeigt die Sauerstoffzehrung von Ruhrwasser (Probenahme Essen-Rellinghausen „Zornige Ameise“) für die verschiedenen Versuchsserien.

O₂-Zehrung des Ruhrwassers

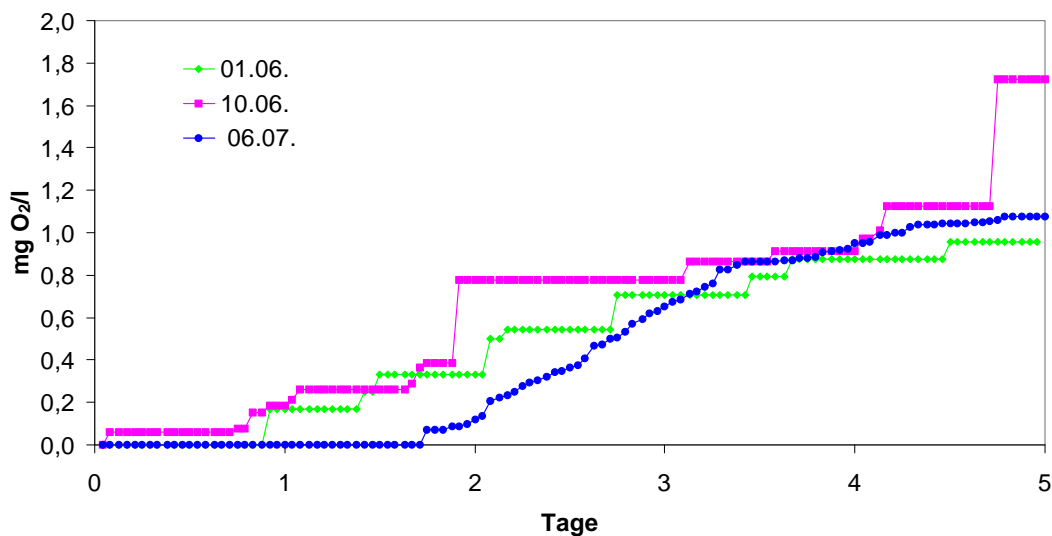


Abb. 7.6-10: Ergebnisse der Sapromat-Untersuchung: Sauerstoffzehrung von Ruhrwasser (Probenahme Essen-Rellinghausen „Zornige Ameise“) über 5 Tage an drei Untersuchungsterminen 2005.

Die Abbildung zeigt den kontinuierlichen Sauerstoffverbrauch der Wasserproben, der einem BSB₅ zwischen 1,0 mg O₂/l und 1,7 mg O₂/l entspricht.

Wird das Wasser über eine längere Zeit inkubiert (Abb. 7.6-11), so nähert sich die Sauerstoffzehrung auch nach 25 Tagen keinem stabilen Wert, sondern steigt kontinuierlich an. Dies erklärt sich über das im Wasser enthaltene Phyto- und Zooplankton, das auch diese lange Versuchsdauer überlebt und nach Zehrung der im Wasser enthaltenen organischen Stoffe danach die körpereigenen Stoffe veratmet, was zu einem weiteren Sauerstoffverbrauch führt.

Sauerstoffzehrung Ruhrwasser

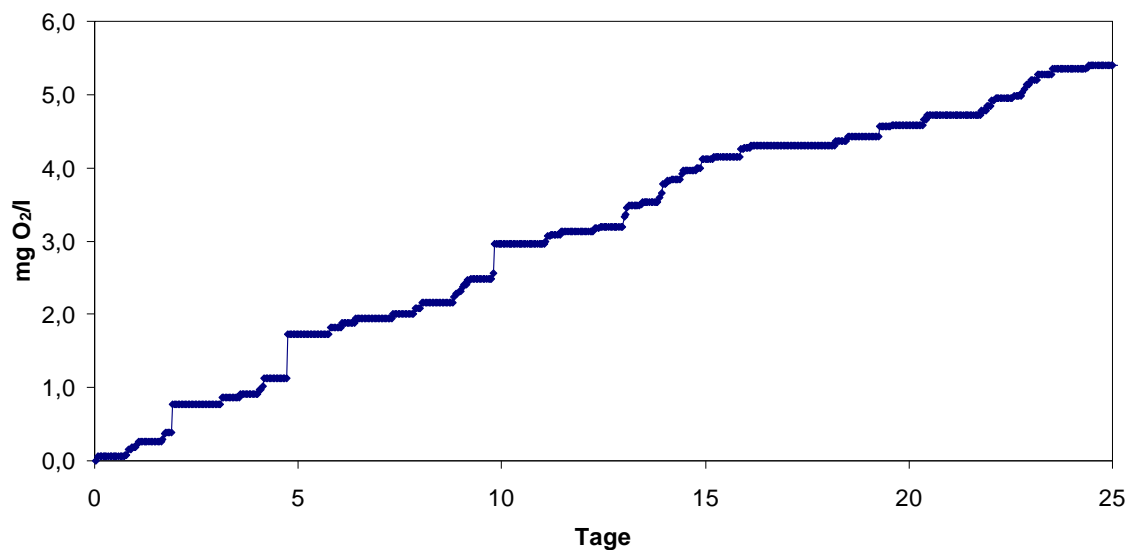


Abb. 7.6-11: Ergebnisse der Sapromat-Untersuchung: Sauerstoffzehrung von Ruhrwasser (Probenahme Essen-Rellinghausen „Zornige Ameise“; 06.07.2005) über 25 Tage.

Spezifische Sauerstoffzehrung in 5 Tagen von *Elodea nuttallii*

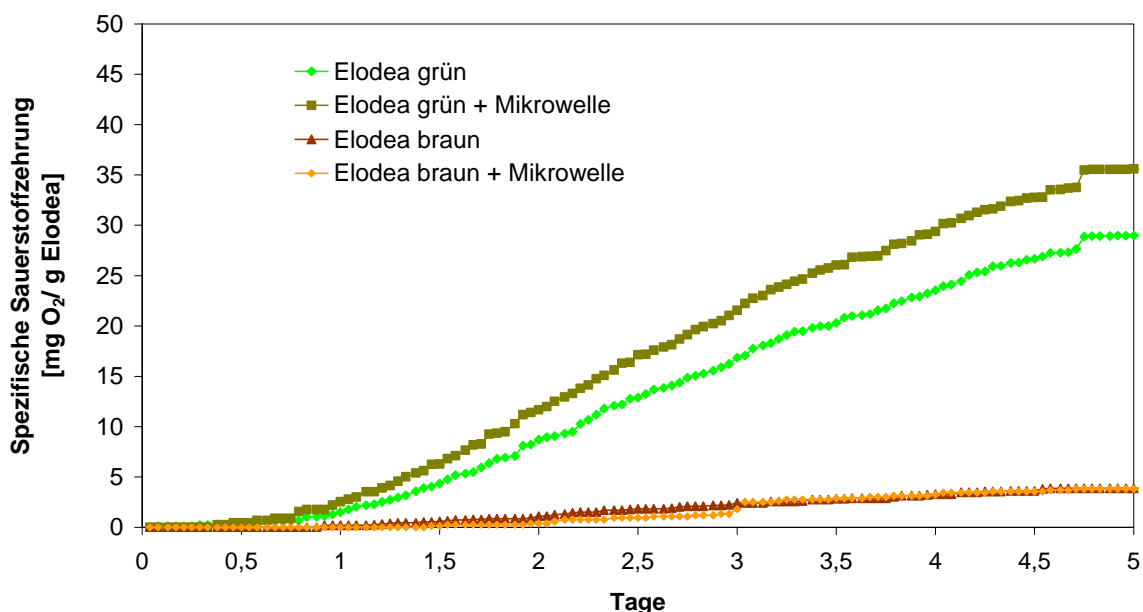


Abb. 7.6-12: Ergebnisse der Sapromat- Untersuchung: Spezifische Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* Material bei 20 °C im Dunkeln über 5 Tage.

Unter Berücksichtigung der Sauerstoffzehrung des Ruhrwassers wurde die Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* im Sapromat bestimmt (Abb. 7.6-12). Wie auch bei der Zweipunkt-Methode zur Bestimmung der spezifischen Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii*-Material zehren grüne *Elodea*-Pflanzen (aus der Wachstumsphase entnommen) am stärksten, wenn sie durch Mikrowellenstrahlung abgetötet wurden. Bei den Messungen im Sapromat unterschieden sich die Zehrung von braun gefärbter *Elodea* nicht von der Zehrung der gleichen Probe nach Bestrahlung mit Mikrowellen. Auch wenn dieses Ergebnis die Hypothese nahelegt, dass *Elodea nuttallii* im Herbst abstirbt, da keine Stoffwechselaktivität mehr nachweisbar ist, belegen die Ergebnisse der Zweipunktmessung, sowie die Beobachtung des Austreibens im Frühjahr, dass die Pflanze noch lebt, jedoch der Stoffwechsel sehr stark reduziert ist.

Die Ergebnisse der Sauerstoffzehrung im Sapromat über 5 Tage liefert für *Elodea* braun und *Elodea* braun + Mikrowelle Werte zwischen 4,3 und 4,5 mg O₂/ g *Elodea*. Bei der Bestimmung nach der Zweipunkt-Methode lagen diese Werte bei 6,9 und 10,9 mg O₂/ g *Elodea*.

Für grüne *Elodea nuttallii* in der Wachstumsphase und nach Bestrahlung mit Mikrowellen liegt die O₂-Zehrung nach 5 Tagen im Sapromat bei 34 bzw. 40 mg O₂/ g *Elodea*. Die Zwei-Punkt Messung liefert Zehrungswerte von 16 und 26 mg O₂/ g *Elodea*.

Spezifische Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* in 26 Tagen

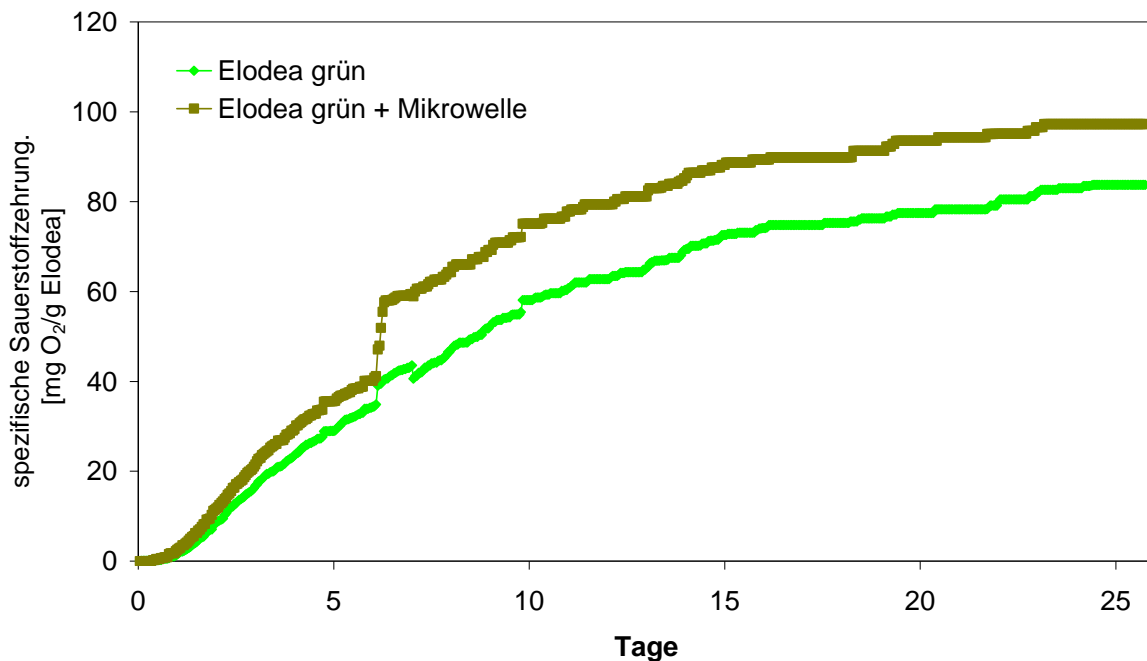


Abb. 7.6-13: Ergebnisse der Sapromat- Untersuchung: Spezifische Sauerstoffzehrung von *Elodea nuttallii* Material bei 20 °C im Dunkeln über 26 Tage.

Abb. 7.6-13 zeigt den weiteren Abbau von frisch grün eingesetzter *Elodea nuttallii* bei 20 °C im Dunkeln über 26 Tage. Nach der Messung war das Material zerfallen, die

Pflanzenstruktur aus Stängeln und Blättern kaum mehr erkennbar. Ein Wiegen dieser Pflanzenreste zur Bestimmung der Restmasse war nicht mehr möglich. Die Abbildung zeigt, dass nach ca. 15 Tagen die Sauerstoffzehrung kaum mehr weiter ansteigt. Der Abbau der verbliebenen Cellulose-Fasern erfolgt langsam und ist im Sapromat nicht mehr sicher nachweisbar.

Fazit

Im Herbst, wenn die meisten Pflanzen bei erhöhten Abflüssen ausgerissen und abgetrieben werden, sind die *Elodea*-Pflanzen bereits braun gefärbt, brüchig und in der Winterruhe. Ihre Sauerstoffzehrung ist gering, so dass sie den Sauerstoffhaushalt der Ruhr bei ihrem Abbau nicht wesentlich belasten. Dies zeigen auch die kontinuierlichen Sauerstoffmessungen der Messstationen an der Ruhr, die keine Sauerstoffdefizite zum Zeitpunkt des stärksten *Elodea*-Abtriebs verzeichnen konnten. Eine sekundäre saprobielle Belastung der Ruhr durch abgestorbenes, abtreibendes *Elodea*-Material kann somit vernachlässigt werden.

7.7 Wachstumsexperimente

Vorversuch

Die Röhren für die Wachstumsexperimente waren zunächst frei auf dem Betriebsgelände des Ruhrverbands aufgestellt und damit der direkten Sonneneinstrahlung vollständig ausgesetzt. In einem Vorversuch mit einfacher Plexiglasröhre und teil-abgedunkelter Plexiglasröhre wurde das Wachstum von *Elodea nuttallii*-Pflanzen getestet.

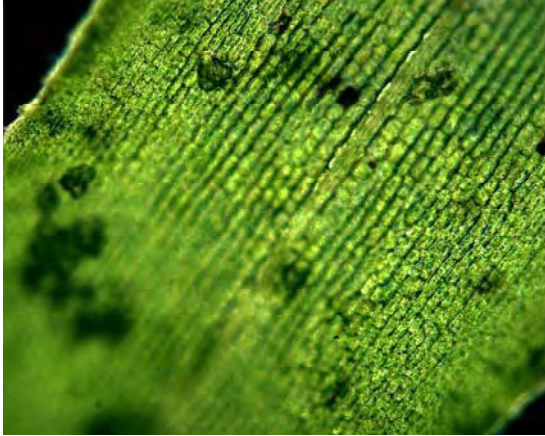


Abb. 7.7-1: Mikroskop-Aufnahme eines *Elodea nuttallii*-Blatts aus der teil-abgedunkelten Plexiglasröhre.

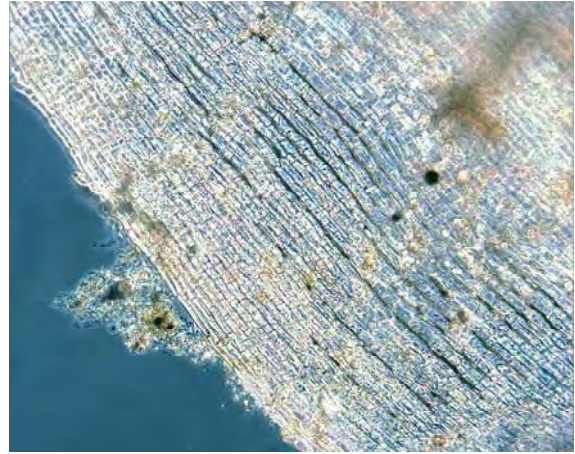


Abb. 7.7-2: Mikroskop-Aufnahme eines *Elodea nuttallii*-Blatts aus der nicht-abgedunkelten Plexiglasröhre.

Die Pflanzen in den teil-abgedunkelten Röhren weisen keine erkennbaren Schäden auf. In Abbildung 7.7-1 sind die Zellstrukturen mit den grünen Chloroplasten gut zu erkennen. Die Pflanzen in den Röhren zeigen eine Wuchsgeschwindigkeit von ca. 1 cm pro Woche, bei einer Gesamtlänge der eingesetzten Pflanzen von ca. 20 cm.

In der nicht abgedunkelten Röhre verfärben sich die eingesetzten Pflanzen und erscheinen farblos. Abb. 7.7-2 zeigt, dass die Zellen mit den Chloroplasten zwar noch als Strukturen erhalten sind. Durch UV-Strahlung wurde jedoch das Chlorophyll der Chloroplasten zerstört, so dass keine Photosynthese mehr stattfinden kann. Die ausgebleichten Pflanzen der nicht abgedunkelten Röhre zeigen kein Netto-Wachstum.

Die Empfindlichkeit von *Elodea nuttallii* gegen UV-Strahlung dürfte damit ein Grund dafür sein, warum diese Pflanze bei Erreichen der Wasseroberfläche nicht mehr weiter in die Länge wächst und damit keine flutenden Triebe bildet.

Wachstumsversuche

Da *Elodea nuttallii* ein internodales Längenwachstum zeigt, d.h. nicht nur basal oder apikal wächst, sondern sich die einzelnen Stängelabschnitte zwischen den Blattwirteln strecken, ist die tägliche bzw. wöchentliche Längenzunahme der Pflanzen abhängig von der Ausgangslänge. Um zu vergleichbaren Werten zu gelangen, wurde daher neben dem absoluten Längenzuwachs auch der prozentuale Längenzuwachs jeder einzelnen Pflanze bestimmt.

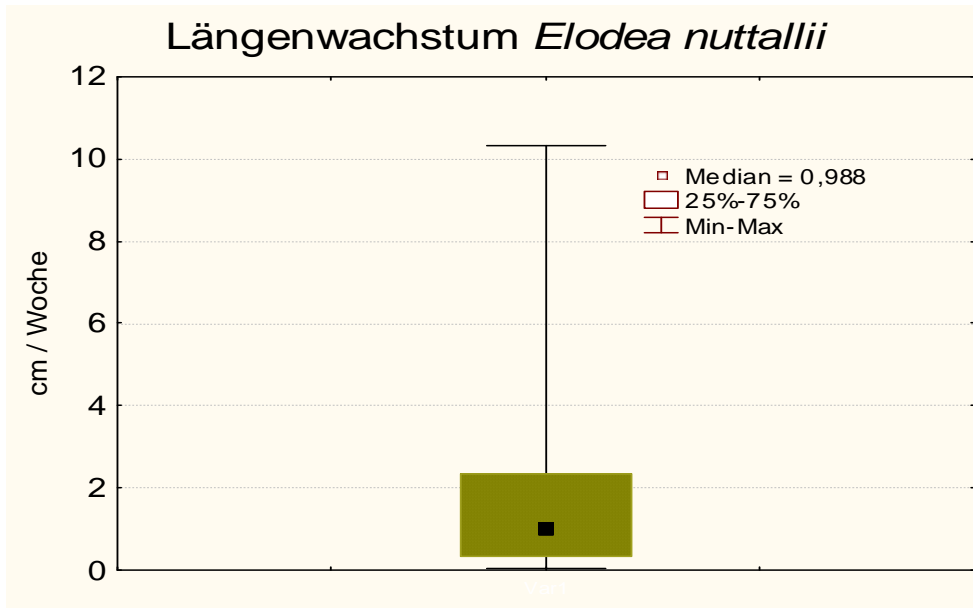


Abb. 7.7-3: Längenwachstum von *Elodea nuttallii* in cm pro Woche. Darstellung der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren als Box-Whisker-Plots mit Median, Perzentil und Extremwerten (n = 72).

Abb. 7.7-3 und Tab. 7.7-1 zeigen die Ergebnisse der Auswertung der Wachstumsversuche. Aus 72 Messungen ergibt sich eine mittlere Wachstumsgeschwindigkeit von 1,70 cm/Woche. Dieser wird jedoch durch Extremwerte (maximaler Zuwachs: 10,3 cm/Woche) geprägt, der Median der Messerwerte liegt bei ca. 1 cm/Woche.

Tab. 7.7-1: Längenwachstum von *Elodea nuttallii*. Statistische Kennwerte der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren

n	Mittelwert [cm/Woche]	Min. [cm/Woche]	Max. [cm/Woche]	Standardabweichung [cm/Woche]
72	1,70	0,03	10,3	2,04

In Abb. 7.7-4 und Tab. 7.7-2 sind zum Vergleich der relative Zuwachs der vermessenen Pflanzen in Prozent pro Woche dargestellt. Im Mittel nehmen die Pflanzen um ca. 13 % an Länge zu, maximal kann die Länge einer Pflanze in einer Woche um fast 50 % zunehmen.

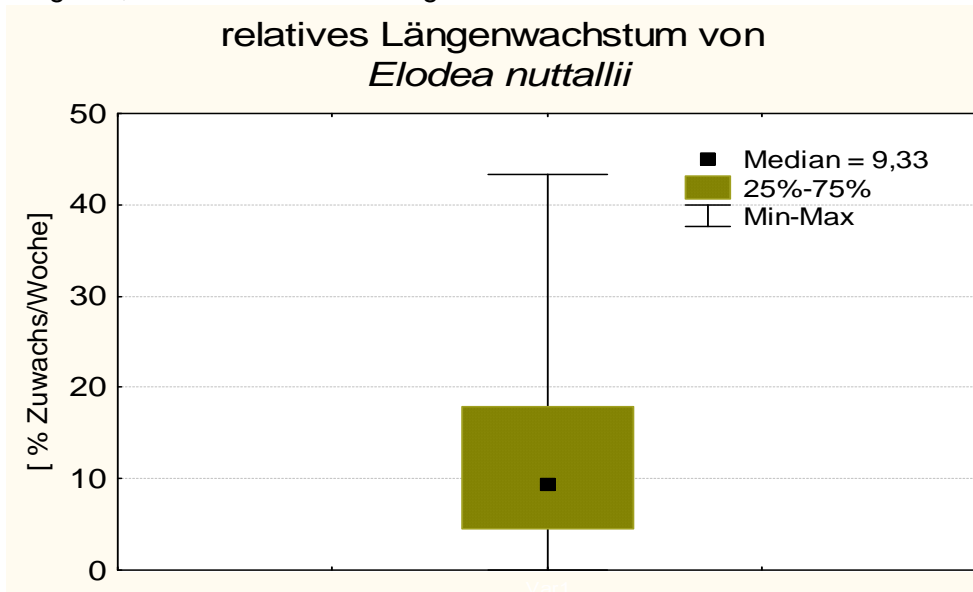


Abb. 7.7-4: relatives Längenwachstum von *Elodea nuttallii* in % pro Woche. Darstellung der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren als Box-Whisker-Plots mit Median, Perzentil und Extremwerten (n = 72).

Tab. 7.7-2: relatives Längenwachstum von *Elodea nuttallii*. Statistische Kennwerte der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren

n	Mittelwert [% Zuwachs/Woche]	Min. [% Zuwachs/Woche]	Max. [% Zuwachs/Woche]	Standardabweichung [% Zuwachs/Woche]
72	12,9	0,6	43,4	10,8

Die Messungen zeigen mit einer Standardabweichung 2,04 cm/Woche bzw. 10,8 % Zuwachs pro Woche eine breite Streuung. Pflanzen, die innerhalb des wöchentlichen Messrhythmus kein Wachstum zeigten und abgestorben waren, sind aus der Auswertung ausgeschlossen worden.

Da die Wachstumsversuche nicht unter konstanten Laborbedingungen sondern vor Ort im Freiland, ab Juli 2006 im Durchfluss mit direkt aus der Ruhr entnommenem Wasser betrieben wurden, erklären sich die Schwankungen aufgrund der wechselnden Randbedingungen. Die Wachstumsuntersuchungen wurden in der Zeit von Mai bis September 2006 bei Wassertemperaturen zwischen 9,8 °C und 25,6°C bei pH-Werten zwischen 7,53 und 10,22 durchgeführt. Diese Verhältnisse entsprechen weitgehend den Bedingungen in der Ruhr. pH-Werte über 8,5 sind jedoch auf die Versuchsbedingungen in abgeschlossenen Röhren zurückzuführen und treten in diesen Extrembereichen in der Ruhr nicht auf. Aber auch diese Extremwerte führten nicht zu einer erkennbaren Schädigung der Versuchspflanzen. JONES et al. (2000) wiesen jedoch experimentell nach, dass das pH-Wert-Optimum für *Elodea nuttallii* im circumneutralen Bereich liegt. Ein Anstieg des pH-Wertes führte in diesen Experimenten zu einem Rückgang der Photosyntheserate. Bei einem pH-Wert größer 8 wurde im Dunkel mehr Sauerstoff verbraucht als bei Lichteinstrahlung produziert werden konnte. Diese Aussage ist jedoch für ihre Übertragbarkeit auf das Freiland zu hinterfragen, da z.B. 2005 der sommerliche Mittelwert des pH-Wertes vom Hengsteysee bei 8,02 liegt (RUHRVERBAND 2006). Wären die Messergebnisse von JONES et al. (2000) als allgemeingültig übertragbar, hätte die in 2005 im Hengsteysee beobachtete Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* wegen einer negativen Photosynthesebilanz nicht entstehen können.

Eine statistische Korrelation zwischen einmal wöchentlich gemessenen pH-Werten und der Wachstumsgeschwindigkeit bzw. dem relativen Zuwachs ergaben keine statistisch gesicherten Abhängigkeiten (OTTEN 2006). Gleiches gilt für eine Abhängigkeit der Wachstumsgeschwindigkeit von der Wassertemperatur. Auch diese konnte bei der

monokausalen statistischen Analyse in dem untersuchten Temperaturbereich nicht nachgewiesen werden. Dies ist ein weiterer Beleg für die wenig spezifischen Anforderungen, die *Elodea nuttallii* an ihren Lebensraum stellt (COOK & URMI-KÖNIG 1985, SCHMEDTJE & BAUER 1998). Die schwankenden Wachstumsgeschwindigkeiten entsprechen den wechselnden Bedingungen in den Ruhrstauseen und beruhen auf dem Zusammenwirken von Wassertemperatur, Licht, pH-Wert, CO₂-Konzentration und Verfügbarkeit von gelösten Phosphaten.

Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Wachstumsraten entsprechen den Resultaten, die EUGELINK (1998) im Juli 1995 bei Wassertemperaturen zwischen 20,2 °C und 23,4 °C in künstlichen Gräben in den Niederlanden ermittelte. Bei einer Ausgangslänge der Pflanzen von 4 bzw. 5 cm ermittelte er im Freiland einen Zuwachs von ca. 1,5 cm in 10 Tagen, was bei einer linearen Abhängigkeit einem Zuwachs von ca. 27 % entspricht.

7.8 Bestandserhebung Fische

Alle Ergebnisse der Fischbestandserhebungen sind im Anhang in der Exceltabelle ‚Anhang Kap. 7.8 Fischbestandserhebung Elodea-Projekt.xls‘ aufgeführt.

Fischbestand des Hengsteysees

Am 13. September 2004 wurde zur Fischbestandserfassung eine Elektrobefischung des Hengsteysees durchgeführt. Dabei wurden 11 Fischarten nachgewiesen:

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Schmerle	(<i>Noemacheilus barbatulus</i>)
Schneider	(<i>Alburnoides bipunctatus</i>)

Die Tab. 7.8-1 stellt die Ergebnisse der Befischung mit der Anzahl der Individuen sowie deren Verteilung auf die verschiedenen Längen dar.

Tab. 7.8 -1: Längenverteilung der Fischfauna im Hengsteysee am (Gesamtbefischung 2004)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	16	0	0	1	3	2	4	6
Brasse	62	62	0	0	0	0	0	0
Döbel	19	19	0	0	0	0	0	0
Flussbarsch	133	132	1	0	0	0	0	0
Gründling	13	13	0	0	0	0	0	0
Hecht	4	0	2	1	1	0	0	0
Kaulbarsch	4	4	0	0	0	0	0	0
Rotaugen	148	93	55	0	0	0	0	0
Schleie	28	1	27	0	0	0	0	0
Schmerle	50	50	0	0	0	0	0	0
Schneider	1	1	0	0	0	0	0	0

Im Oktober 2006 wurde der Stausee zusätzlich zu einer Elektro-Befischung auch mittels Reusen und Stellnetzen befischt. Neben den schon 2004 erfassten 11 Arten konnten bis auf den Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) zusätzlich folgende 6 Arten nachgewiesen werden:

7 - Ergebnisse

Barbe	(<i>Barbus barbus</i>)
Elritze	(<i>Phoxinus phoxinus</i>)
Dreistachliger Stichling	(<i>Gasterosteus aculeatus</i>)
Karpfen	(<i>Cyprinus carpio</i>)
Rotfeder	(<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)
Weißfischhybride	(Hybrid Rotaugen x Aland)

Tab. 7.8 -2: Längenverteilung der Fischfauna im Hengsteysee (Gesamtbefischung 2006)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	17			1		3	3	10
Barbe	1							1
Brasse	57	5	6	1	3	5	33	4
Döbel	8	8						
Stichling	2	2						
Elritze	9	9						
Fl.-Barsch	157	49	90	12	4	2		
Gründling	9	8	1					
Hecht	6			3	1	1		1
Karpfen	45				2	17	18	8
K-Barsch	36	16	20					
Rotaugen	242	71	55	80	36			
Rotfeder	6		2	4				
Schleie	5	1	4					
Schmerle	75	30	45					
Hybride	7			7				
Zander	8		1	6				1

Nach bisherigen Untersuchungen wurden im Hengsteysee 17 Fischarten nachgewiesen. Die Karausche (*Carassius carassius*) wurde 2006 durch Besitzmaßnahmen der Ruhrfischereigenossenschaft in den Stausee eingebracht, konnte bisher jedoch bei Testbefischungen noch nicht erfasst werden. Ob die Rotfedern aus natürlicher Reproduktion stammen oder aus den Besitzmaßnahmen, die vor einigen Jahren durchgeführt wurden, muss offen bleiben; ihre Reproduktion ist aufgrund geeigneter Habitatstrukturen jedoch möglich. Weiterhin ist es wahrscheinlich, dass - vor allem im Stauwurzelbereich – Regenbogenforellen vorkommen.

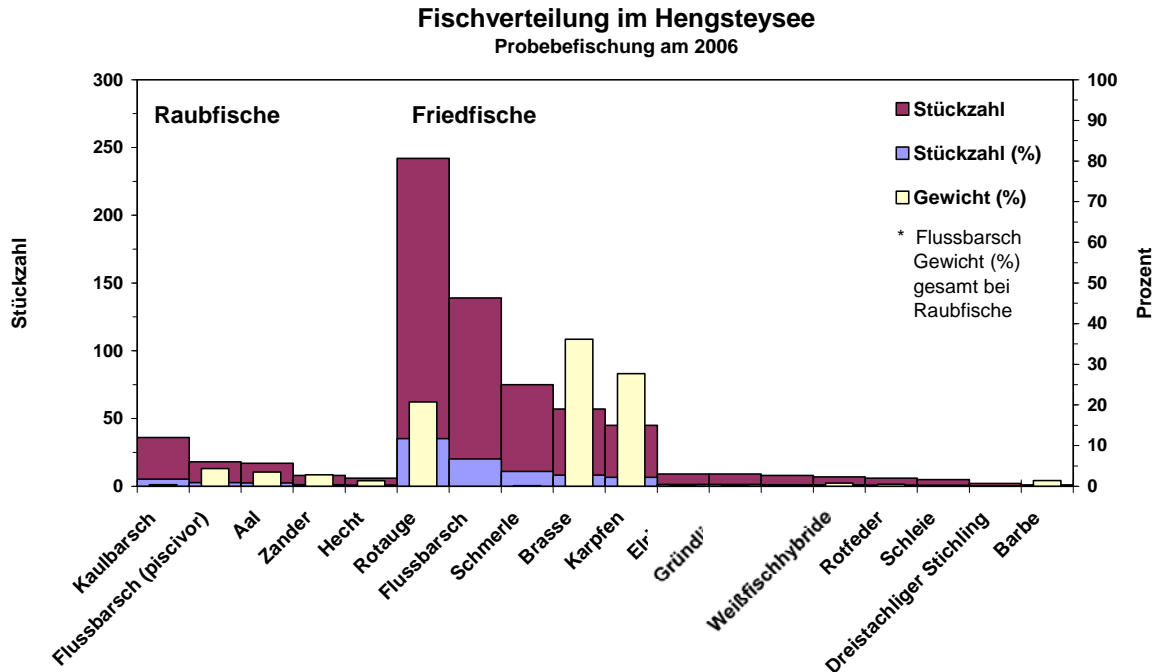


Abb. 7.8-1: Fischverteilung im Hengsteysee bei der Probefischung 2006

Die Abb. 7.8-1 zeigt die Ergebnisse unter dem Aspekt des Raub- / Friedfischverhältnisses. Deutlich wird die Dominanz der Cypriniden, die hier vorwiegend von Rotaugen, Brasse und Karpfen gebildet werden. Der Flussbarsch ist die zweithäufigste Fischart im Hengsteysee. Die Jungfische bis 20 cm werden aufgrund ihrer Ernährungsweise noch zu den Friedfischen gerechnet, erst die größeren Tiere ernähren sich piscivor. Häufigste Kleinfischart ist die Schmerle. Den größten Bestand bei den Friedfischen bilden Rotaugen, der größte Gewichtsanteil wird von Brassern und Karpfen gestellt. Die Untersuchungsergebnisse vom September 2004 (Tab. 7.8-1) zeigen einen auffälligen Fehlbestand von Fischen > 20 cm auf. Dieser ist jedoch vor allem methodisch zu erklären. Die Erhebung des Fischbestandes nur anhand der Elektrofischung, die lediglich die Ufer - ein typisches Habitat für Jungfische - beprobt, wirkt sich hier auf die Ergebnisse aus. Im Jahr 2006 (Tab. 7.8-2) wurde eine repräsentative Befischung zusätzlich mit Stellnetzen durchgeführt.

Zählt man bei den Ergebnissen von 2006 neben Hecht, Zander und Aal auch den Flussbarsch ab 20 cm Länge (8.922 g = 3,6 % bzw. 18 Stück = 2,6 %) zu den Raubfischen, so ergab das - gemessen an der Fischbiomasse - ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 88,8 % zu 11,2 % und - gemessen an der Häufigkeit - ein Verhältnis von Friedfisch zu Raubfisch von 92,8 % zu 7,2 %. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Mittelwerte beider Prozentangaben herangezogen: Somit ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 90,8 % zu 9,2 %.

Fischbestand des Harkortsees

Die im September und Oktober 2004 mittels Stellnetz-, Reusen- und Elektrofischung durchgeführte Fischbestandsuntersuchung des Harkortsees erbrachte den Nachweis von 17 Fischarten:

7 - Ergebnisse

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Aland	(<i>Leuciscus idus</i>)
Barbe	(<i>Barbus barbus</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Güster	(<i>Blocca björkna</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Hasel	(<i>Leuciscus leuciscus</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Karpfen	(<i>Cyprinus carpio</i>)
Karassche	(<i>Carassius carassius</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Schmerle	(<i>Noemacheilus barbatulus</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)

Tab. 7.8-3: Längenverteilung der Fischfauna des Harkortsees (Gesamtbefischung 2004)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	31	0	0	0	1	3	6	21
Aland	3	0	0	0	0	0	3	0
Barbe	2	1	0	0	0	0	1	0
Brasse	99	9	0	0	1	4	80	5
Döbel	2	0	1	1	0	0	0	0
Flussbarsch	204	186	12	2	1	3	0	0
Gründling	1	1	0	0	0	0	0	0
Güster	1	0	0	1	0	0	0	0
Hasel	28	28	0	0	0	0	0	0
Hecht	2	0	0	1	0	1	0	0
Karpfen	6	4	0	0	0	0	1	1
Karassche	1	1	0	0	0	0	0	0
Kaulbarsch	51	35	16	0	0	0	0	0
Rotaugen	224	198	5	4	17	0	0	0
Schleie	6	5	1	0	0	0	0	0
Schmerle	3	3	0	0	0	0	0	0
Zander	2	0	2	0	0	0	0	0

Tab. 7.8-4: Fischbestandserhebung Harkortsee (Gesamtbefischung 2004)

Fischart	Stückzahl	Stückzahl (%)	Gewicht (g)	Gewicht (%)	Ø Häufigkeit (%)
Aal	31	4,7	16.395,0	5,6	5,1
Aland	3	0,5	9.770,0	3,3	1,9
Barbe	2	0,3	1.982,0	0,7	0,5
Brasse	99	14,9	239.285,0	81,1	48,0
Döbel	2	0,3	235,0	0,1	0,2
Flussbarsch	204	30,6	6.216,0	2,1	16,4
Gründling	1	0,2	350,0	0,1	0,1
Güster	1	0,2	1,4	0,0	0,1
Hasel	28	4,2	39,2	0,0	2,1
Hecht	2	0,3	570,0	0,2	0,2
Karpfen	6	0,9	7.023,0	2,4	1,6
Karausche	1	0,2	2,5	0,0	0,1
Kaulbarsch	51	7,7	752,0	0,3	4,0
Rotaugen	224	33,6	12.473,0	4,2	18,9
Schleie	6	0,9	67,0	0,02	0,5
Schmerle	3	0,5	3,6	0,001	0,2
Zander	2	0,3	50,0	0,02	0,2
Gesamt	666	100	295.215	100	100

Nach bisherigen Untersuchungen wurden im Harkortsee 17 Fischarten erfasst. Weiterhin wurden anlässlich der Funktionsprüfung der Fischeaufstiegsanlage (FAA) am Wehr Wetter im Jahr 2004-2005 weitere 7, vor allem rheophile Fischarten nachgewiesen, die ebenfalls den Harkortsee besiedeln können (Tab.7.8-16).

Die Abb. 7.8-2 zeigt die Ergebnisse unter dem Aspekt des Raubfisch-/Friedfischverhältnisses auf. Rotaugen und Brasse sind hier die häufigsten Weißfischarten. Der Flussbarsch ist die zweithäufigste Fischart des Harkortsees. Er hat neben Hecht, Zander und Aal auch den größten Anteil am Raubfischbestand. Den größten Bestand bei den Friedfischen bildet das Rotaugen, der größte Gewichtsanteil wird von Brassen gestellt.

Zählt man neben Hecht, Zander und Aal den Flussbarsch ab 20 cm Länge (4.427,3 g = 1,5 % bzw. 6 Stück = 0,9 %) zu den Raubfischen, so ergibt sich - gemessen an der Fischbiomasse - ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 92,9 % / 7,1 %, und gemessen an der Häufigkeit der gefangenen Fische ein Verhältnis von 93,8 % / 6,2 % (Tab.7.8-3 u. 7.8-4).

Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Mittelwerte beider Prozentangaben herangezogen: Somit ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 93,4 % zu 6,6 %.

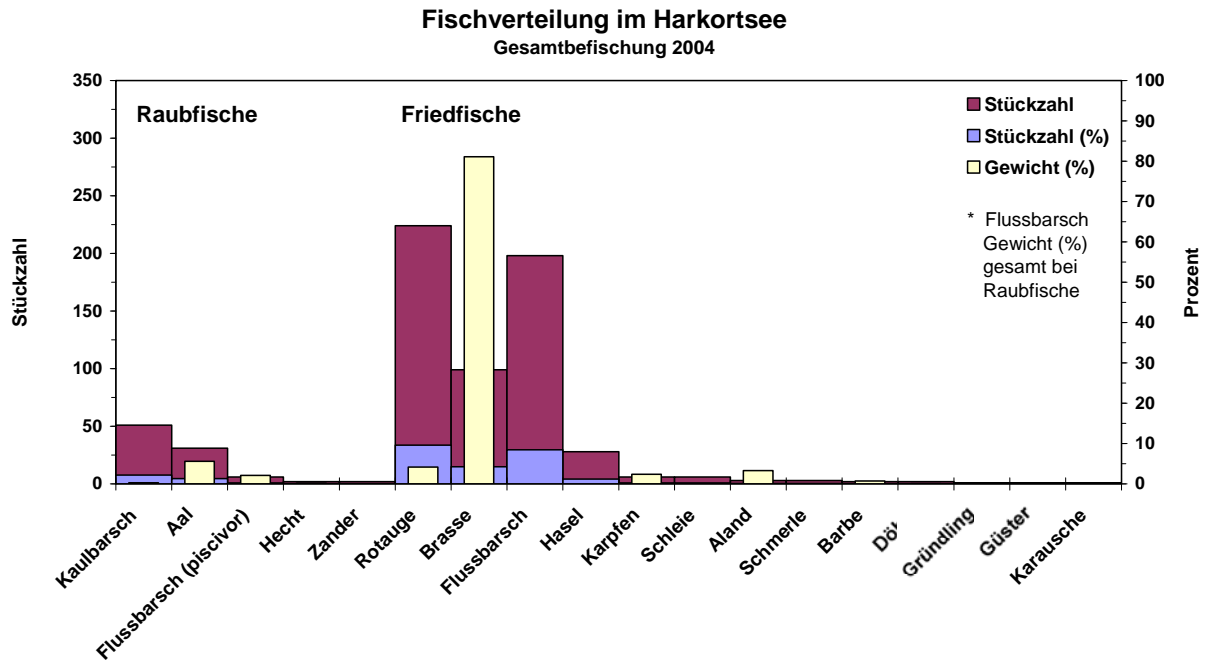


Abb. 7.8-2: Fischverteilung im Harkortsee (Gesamtbefischung 2004)

Fischbestand des Kemnader Stauesees

Der Kemnader See wurde während der Projektlaufzeit mehrmals untersucht. Zudem konnten die Daten einer im April 2001 mittels Stellnetz-, Reusen- und Elektrofischerei durchgeführte Fischbestandsuntersuchung genutzt werden. Diese erbrachte den Nachweis von 13 Fischarten.

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Aland	(<i>Leuciscus idus</i>)
Barbe	(<i>Barbus barbus</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Güster	(<i>Blocca björkna</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Karpfen	(<i>Cyprinus carpio</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Schmerle	(<i>Noemacheilus barbatulus</i>)
Wels	(<i>Silurus glanis</i>)

Betrachtet man die Artenverteilung (Tab. 7.8-5, Abb. 7.8-3) wird deutlich, dass die Brasse gefolgt von Aal, Rotaugen und Flussbarsch die am häufigsten vorkommende Fischart war. Alle übrigen Arten erreichen nur geringe Anteile am Gesamtbestand.

Tab. 7.8-5: Längenverteilung der Fischfauna des Kernader Stausees (Gesamtbefischung April 2001)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	149	0	2	13	21	31	71	11
Aland	2	0	0	0	0	2	0	0
Barbe	1	0	0	0	0	0	0	1
Brasse	152	0	0	0	3	96	53	0
Döbel	17	0	1	0	1	10	5	0
Flussbarsch	18	10	4	0	3	1	0	0
Güster	1	0	0	0	1	0	0	0
Hecht	7	0	0	0	0	0	1	6
Karpfen	4	0	0	0	0	2	0	2
Kaulbarsch	2	2	0	0	0	0	0	0
Rotaugen	80	0	0	23	55	2	0	0
Schmerle	1	1	0	0	0	0	0	0
Wels	2	0	0	0	0	0	0	2

Tab. 7.8-6: Fischbestandserhebung Kernader Stausee (Gesamtbefischung April 2001)

Fischart	Stückzahl	Stückzahl [%]	Gewicht [g]	Gewicht [%]
Aal	149	34,2	49.500	12,5
Aland	2	0,5	3.220	0,8
Barbe	1	0,2	1.980	0,5
Brasse	152	34,9	221.650	55,8
Döbel	17	3,9	25.990	6,5
Flussbarsch	18	4,1	3.830	1,0
Güster	1	0,2	430	0,1
Hecht	7	1,6	12.860	3,2
Karpfen	4	0,9	28.750	7,2
Kaulbarsch	2	0,5	30	0,01
Rotaugen	80	18,3	38.710	9,7
Schmerle	1	0,2	10	0,003
Wels	2	0,5	10.550	2,7
Gesamt	436	100	397.510	100

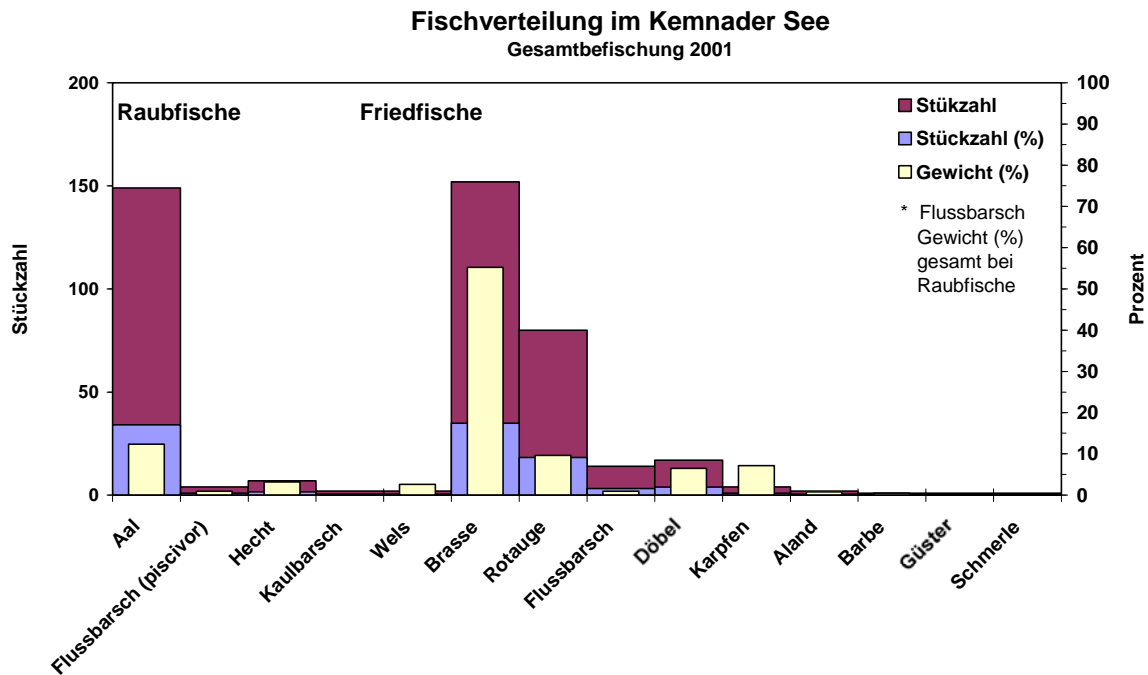


Abb. 7.8-3: Fischverteilung im Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2001)

Die Ergebnisse der Befischung zeigen auf, dass trotz eines hohen Bestandes gut konditionierter adulter (Laich-) Fische kaum ein- bis dreisömmrige Jungfische im Kemnader Stausee vorkamen. Es dominieren die Größenklassen ab 30 cm Länge (Tab. 7.8-6). Dieser Befund führte zu einer weiteren Befischung im Oktober 2001. Diese gezielt auf Jungfische ausgerichtete Untersuchung sollte klären, ob und welche Arten sich im Kemnader Stausee erfolgreich reproduzieren konnten.

Tab. 7.8-7: gezielte Untersuchung zum Jungfischbestand: Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Oktober 2001)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	138	0	12	7	19	60	34	6
Brasse	22	22	0	0	0	0	0	0
Döbel	49	48	1	0	0	0	0	0
Flussbarsch	248	229	18	1	0	0	0	0
Hecht	2	0	0	2	0	0	0	0
Karpfen	3	2	1	0	0	0	0	0
Kaulbarsch	50	49	1	0	0	0	0	0
Rotauge	41	41	0	0	0	0	0	0
Schleie	48	28	20	0	0	0	0	0
Wels	1	1	0	0	0	0	0	0

Die Tab. 7.8-7 zeigt, dass sich die Friedfischarten sowie besonders der Flussbarsch, der als juveniler Fisch bis 20 cm nicht als piscivor eingestuft wird, erfolgreich vermehren konnten.

Bei den Raubfischen wurde lediglich ein juveniler Wels nachgewiesen. Mit dieser zweiten Befischung wurde belegt, dass sich ein Großteil der Fischarten (Substratlaicher) im Kemnader Stausee reproduzieren konnte. Diese erfolgreiche Reproduktion dürfte auch in Zukunft durch *Elodea nuttallii* und andere Makrophyten begünstigt werden, da die Wasserpflanzen den Fischen Laichsubstrat, Nahrung und Schutz vor Fressfeinden bieten.

Im Juni 2004 wurde erneut eine Probebefischung mittels Multi-Maschen-Stellnetzen und Elektrobefischung vorgenommen. Diese Befischung galt hauptsächlich der Erfassung des Rotfeder-Bestandes. Insgesamt konnten 16 Fischarten nachgewiesen werden:

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Bachforelle	(<i>Salmo trutta f. fario</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Güster	(<i>Blocca björkna</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Karpfen	(<i>Cyprinus carpio</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Rotfeder	(<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Ukelei	(<i>Alburnus alburnus</i>)
Wels	(<i>Silurus glanis</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)

Bei der Befischung wurden vor allem Rotaugen und Flussbarsche bis zu einer Körperlänge von bis zu 20 cm gefangen (Tab. 7.8-8). Es wurden nur 4 Rotfedern gefangen, drei von 10-20 cm und eine von 20-30 cm Länge. Es ist anzunehmen, dass diese Rotfedern aus den Besatzmaßnahmen 2002 und 2003 stammen.

Tab. 7.8-8: Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2004)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	72	0	0	2	6	23	19	22
Bachforelle	1	0	1	0	0	0	0	0
Brasse	9	0	3	1	1	0	4	0
Döbel	1	0	1	0	0	0	0	0
Flussbarsch	106	55	46	5	0	0	0	0
Gründling	5	3	2	0	0	0	0	0
Güster	2	0	1	1	0	0	0	0
Hecht	3	0	0	3	0	0	0	0
Karpfen	2	2	0	0	0	0	0	0
Kaulbarsch	35	19	16	0	0	0	0	0

7 - Ergebnisse

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Rotaugen	294	3	270	15	6	0	0	0
Rotfeder	4	0	3	1	0	0	0	0
Schleie	44	17	27	0	0	0	0	0
Ukelei	7	1	6	0	0	0	0	0
Wels	21	8	9	4	0	0	0	0
Zander	1	0	0	1	0	0	0	0

Im Juli 2005 folgte eine weitere Probestichprobe mittels Multi-Maschen Stellnetzen und Elektrofischerei zur Erfassung der Rotfeder-Bestandes. Es wurden folgende 14 Fischarten gefangen:

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Aland	(<i>Leuciscus idus</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Güster	(<i>Blocca björkna</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Rotfeder	(<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Ukelei	(<i>Alburnus alburnus</i>)
Wels	(<i>Silurus glanis</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)

Hauptsächlich wurden Jungfische < 10 cm Körperlänge gefangen. Darunter vor allem Kaulbarsch, Rotaugen, Flussbarsch und Brasse. Mit zunehmender Körperlänge nehmen die Abundanzen der Fische dann ab (Tab. 7.8-9). Bei dieser Befischung wurde jedoch nur eine Rotfeder von 20-30 cm Länge gefangen.

Tab. 7.8-9: Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2005)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	40	0	5	7	6	8	7	7
Aland	8	8	0	0	0	0	0	0
Brasse	102	95	0	3	2	1	1	0
Döbel	4	0	2	1	0	1	0	0
Flussbarsch	96	81	9	6	0	0	0	0
Gründling	37	35	2	0	0	0	0	0
Kaulbarsch	208	175	33	0	0	0	0	0

7 - Ergebnisse

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Rotaugen	215	82	81	52	0	0	0	0
Rotfeder	1	0	0	1	0	0	0	0
Schleie	3	3	0	0	0	0	0	0
Ukelei	1	0	1	0	0	0	0	0
Wels	5	0	1	4	0	0	0	0
Zander	24	11	13	0	0	0	0	0

Im Sept. 2006 folgte eine weitere Probestichfischung mittels Multi-Maschen Stellnetzen und Elektrofischerei. Da die Zielstellung dieser Befischung, wie auch der aus 2004 und 2005, der Nachweis von Rotfedern war, wurde auf den Einsatz von Netzen mit größeren Maschenweiten verzichtet. Daher können die Ergebnisse dieser Befischung nicht als repräsentativ für die Abundanz- und Gewichtsverteilungen des Fischbestandes im Kemnader See angesehen werden (Tab. 7.8-10). Es wurden folgende 14 Fischarten gefangen:

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Güster	(<i>Blocca björkna</i>)
Hasel	(<i>Leuciscus leuciscus</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Rotfeder	(<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Wels	(<i>Silurus glanis</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)

Es wurde jedoch lediglich eine 18 cm lange Rotfeder gefangen. Wahrscheinlich entstammt das Exemplar den voran gegangenen Besatzmaßnahmen.

Tab. 7.8-10: Fischbestandserhebung, Kemnader Stausee September 2006

Fischart	Stückzahl	Stückzahl [%]	Gewicht [g]	Gewicht [%]
Aal	73	5,0	12615	24,4
Brasse	31	2,1	330	0,6
Döbel	2	0,1	40	0,1
Flussbarsch	331	22,7	8172	15,8
Gründling	13	0,9	240	0,5
Güster	10	0,7	460	0,9
Hasel	5	0,3	110	0,2

7 - Ergebnisse

Fischart	Stückzahl	Stückzahl [%]	Gewicht [g]	Gewicht [%]
Hecht	3	0,2	450	0,9
Kaulbarsch	313	21,4	5320	10,3
Rotaugen	529	36,2	16410	31,7
Rotfeder	1	0,1	84	0,2
Schleie	103	7,1	4859	9,4
Wels	5	0,3	600	1,2
Zander	41	2,8	2040	3,9
Gesamt	1460	100	51.730	100

Im Nov. 2007 wurde nochmals eine umfangreiche Bestandserhebung des Kemnader Sees mittels Reusen, Multi-Maschen- und Stellnetzen vorgenommen. Eines der Stellnetze wurde mit Fang aus dem See entwendet. So ergibt sich, zusätzlich zu dem auch ansonsten als gering einzustufenden Fang, noch eine weitere Beeinträchtigung der Ergebnisse auf die Aussagekraft der Daten was den Nachweis von Reproduktion der eingesetzten Rotfedern in den Stauseen betrifft.

Die folgende Tab. 7.8-11 gibt die Stückzahlen und Verteilung aller gefangenen Fische auf die verschiedenen Längensklassen wieder. In Tab. 7.8-12 finden sich die Ergebnisse der Gesamtbefischung bezüglich prozentualer Anteile der Arten auf Stückzahl und Gewicht.

Tab. 7.8-11: Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2007)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	40		5	5	7	4	9	10
Barbe	1	1						
Brasse	49	29		1			17	2
Döbel	2	1			1			
Flussbarsch	140	102	33	5				
Gründling	14	14						
Hecht	5			1	2			2
Karpfen	3							3
Kaulbarsch	76	72	4					
Rotaugen	1141	1063	46	22	10			
Rotfeder	4		4					
Schleie	2	1					1	
Schmerle	2	2						
Wels	15	1	5	7	1	1		

Tab. 7.8-12: Fischbestandserhebung Kemnader Stausee (Gesamtbefischung Herbst 2007)

Fischart	Stückzahl	Stückzahl [%]	Gewicht [g]	Gewicht [%]
Aal	40	2,7	19.995	16,6
Barbe	1	0,1	2	0,0
Brasse	49	3,3	48.926	40,6
Döbel	2	0,1	522	0,4
Flussbarsch	140	9,4	2.745	2,3
Gründling	14	0,9	28	0,0
Hecht	5	0,3	4.530	3,8
Karpfen	3	0,2	22.000	18,3
Kaulbarsch	76	5,1	230	0,2
Rotaugen	1141	76,4	16.236	13,5
Rotfeder	4	0,3	110	0,1
Schleie	2	0,1	3.091	2,6
Schmerle	2	0,1	4	0,0
Wels	15	1,0	2082	1,7
Gesamt	1494	100	120.501	100

Auffällig ist die starke Dominanz von Rotaugen (Abb.7.8-4). Von diesen wurden alleine 847 Tiere < 10 cm Länge mit der E-Befischung im Uferbereich gefunden. Weiterhin ist der Flussbarsch mit hoher Abundanz am Fischbestand vertreten, größere Exemplare fehlen weitestgehend. Einige Barsche mit ca. 13 cm Körperlänge waren bereits voll geschlechtsreif. Die häufigsten Raubfischarten sind der Aal und der Wels. Zählt man neben Hecht, Wels und Aal auch den Flussbarsch ab 20 cm Länge (1.000 g = 0,8 % bzw. 5 Stück = 0,3 %) zu den Raubfischen, so ergab das - gemessen an der Fischbiomasse - ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 77,1 % zu 22,9 % und - gemessen an der Häufigkeit - ein Verhältnis von Friedfisch zu Raubfisch von 88,4 % zu 11,6 %. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Mittelwerte beider Prozentangaben herangezogen: Somit ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 82,7 % zu 17,3 %. Im Vergleich zu der Befischung aus 2001 und den anderen Ruhrstauseen hat sich damit im Kemnader Stausee der Raubfischanteil in den vergangenen Jahren deutlich erhöht.

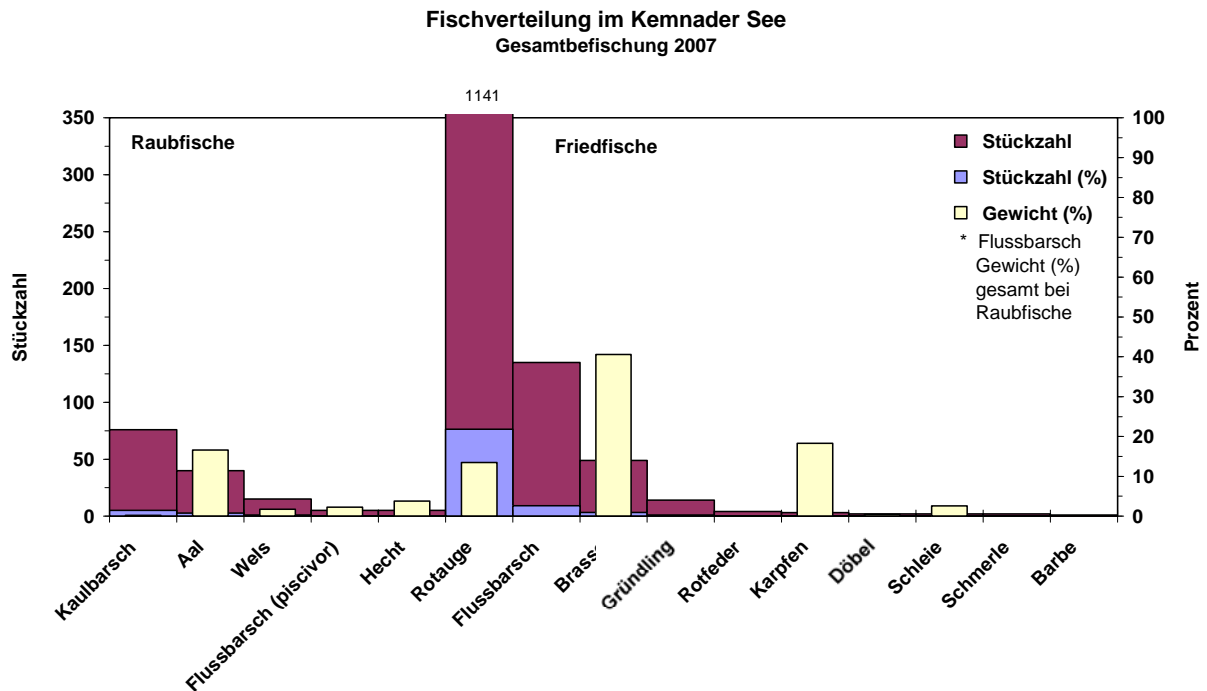


Abb. 7.8-4: Fischverteilung Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2007)

Bei den gefangenen vier Rotfedern (13-15 cm Körperlänge) handelt es sich um zweisömmrige Exemplare (Jahrgang 2006). Vergleicht man das Alter und die Länge der gefangenen Rotfedern mit den Besitzdaten (Tab. 7.8-11) wird deutlich, dass diese Fische einer natürlichen Reproduktion entstammen.

Zusammenfassende Bewertung des Fischbestandes im Kemnader Stausee

In der Zeit von 2001-2007 wurden am Kemnader Stausee sechs Befischungen durchgeführt. Zielsetzung war 2001 und 2007 die Erfassung des Gesamtfischbestandes und in den Jahren 2004-2006 die Überprüfung des Rotfederbestandes bzw. ihrer Reproduktion. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum insgesamt 20 Fischarten im Kemnader Stausee nachgewiesen. Die Fischartengesellschaft des Kemnader Stausees kann als Mischfischbestand mit den Hauptfischarten Rotauge und Flussbarsch bezeichnet werden. Der Raubfischbestand stieg in den letzten Jahren auf ca. 17 % an und setzt sich aus den Arten Aal, Flussbarsch, Hecht, Zander und Wels zusammen. Vergleicht man die Entwicklung des Fischbestandes während der Jahre, in denen die Fischbestandsuntersuchungen durchgeführt wurden, fällt auf, dass sich die Altersstrukturen der meisten Fischarten deutlich verbessert haben. Waren in 2001 die Abundanzen der juvenilen Fische noch gering und die Längensklassen bis 30 cm kaum vorhanden, so hat sich die Alters- und Längenstruktur der meisten Arten bis 2007 deutlich verbessert.

Fazit

Im Laufe der Untersuchungen habe sich die Fischbestände hin zu einem ausgewogeneren Verhältnis von Raub- zu Friedfisch und einer verbesserten Altersstruktur entwickelt. Als Hauptgrund für diese positive Entwicklung des Fischbestandes können, in dem ansonsten strukturarmen Gewässer, die ausgedehnten Makrophytenbestände angesehen werden. Diese bieten den Fischen Laichhabitate und - zumindest in der Vegetationsperiode - Schutz vor Fressfeinden, z.B. vor dem Kormoran.

Bestandsentwicklung der Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) im Kemnader See

Aufgrund der in den Stauseen massenhaft vorkommenden Wasserpest (*Elodea nuttallii*) wurde beschlossen, den Bestand herbivorer Rotfedern durch Besatzmaßnahmen im Kemnader Stausee zu fördern. Hierfür wurden im Jahr 2001 adulte Rotfedern aus einem Seitenbecken der Möhnetalsperre entnommen und zur Nachzucht an die Fischzucht Andreas Pilgram (Lohmar) abgegeben.

Der Erstbesatz erfolgte im Mai 2002 mit ca. 600 Rotfedern, welche eine Körperlänge von 15-25 cm aufwiesen. Im Oktober 2002 wurde der Stausee mit ca. 55.000 Individuen der Körpergröße 3-6 cm besetzt. Im November 2003 wurden nochmals ca. 38.000 Rotfedern (2-6 cm) ausgesetzt. Insgesamt wurde der Kemnader Stausee somit bis Ende 2003 mit ca. 93.600 Rotfedern besetzt (Tab. 7.8-13). Ein Besatz im Jahr 2004 blieb aus, da es in der Fischzucht Pilgram keinen Zuchterfolg gab.

Die Erfolge der Probebefischungen im 2004 und 2005 waren im Hinblick auf Rotfedern jedoch gering. So konnten 2004 nur vier und 2005 nur ein Exemplar von Rotfedern gefangen werden (Tab. 7.8-8 und 7.8-9). Möglicherweise war der Fraßdruck auf die einsömmrigen Jungfische, welche in den Herbstmonaten ausgesetzt wurden, so groß, dass sich die restlichen Tiere nur in geringen Mengen reproduzieren konnten. Das Ziel eines angemessenen Rotfederbestandes im Kemnader See kann mit dieser Strategie somit möglicherweise erst nach sehr vielen Jahren erreicht werden.

Um einen entsprechenden Erfolg frühzeitiger zu erzielen wurde die Besatzstrategie geändert. Im Oktober 2005 und im März 2006 und November 2007 wurden insgesamt noch einmal ca. 16.300 Rotfedern (10-25 cm) in den Kemnader Stausee ausgesetzt (Tab. 7.8-13).

Tab. 7.8-13: Rotfederbesatz des Kemnader Stausees

Besatzdatum	Größe (cm)	Stückzahl
07.05.2002	15 - 25	ca. 600
11.10.2002	3 - 6	ca. 25.000
16.10.2002	3 - 6	ca. 30.000
19.11.2003	2 - 4	ca. 28.000
19.11.2003	4 - 6	ca. 10.000
2004		kein Besatz
21.10.2005	10 - 15	ca. 6.000 (~200 kg~30g/Stück)
28.03.2006	18 - 25	ca. 7.000 (~1.000 kg~150g/Stück)
29.11.2007	18 - 25	ca. 3.300 (~500 kg~150g/Stück)
Insgesamt		ca. 109.900

Am Beispiel der im März 2006 eingesetzten Rotfedern wird im Folgenden die potenzielle Reproduktion näher erläutert:

Wenn die eingesetzten adulten Tiere (1-3 sömrig) im Frühjahr ablaichen, erhöht dies die Chance auf einen erhofften Ansiedlungserfolg. Bei der Annahme, dass sich die Fische im Frühjahr fortpflanzen, kann die Reproduktion wie folgt abgeschätzt werden:

Die im März 2006 ausgesetzten 7.000 Rotfedern entsprechen einer Besatzmenge von ca. 1.000 kg Fisch (ca. 150 g / Stück). Dabei kann ein Geschlechterverhältnis von 1:1 angenommen werden, d.h. es gibt ca. 3.500 fruchtbare Weibchen. Die Eizahl eines ablaichenden Weibchens beläuft sich durchschnittlich auf 150.000 Eier. Somit erhält man eine Gesamtmenge von ungefähr 52,5 Mio. Eier. Die geschätzte Schlupfrate wird mit 40%

beziffert, d. h. es schlüpfen ca. 21 Mio. Larven. Die Überlebenschance der Fischlarven liegen im ersten Lebensjahr bei ca. 10 %. Im Herbst 2006 kann man daher mit 2,1 Mio. einsömmerigen Rotfedern (8-10 cm) rechnen.

Insgesamt konnten jedoch nur Einzelexemplare von Rotfedern gefangen werden. Das muss aber nicht bedeuten, dass eine Reproduktion grundsätzlich nicht möglich ist. Die Funde vom September 2006 und November 2007 sind bezüglich der Längen und des Alters keine Tiere aus den Besatzmaßnahmen. Dies lässt Rückschlüsse auf ein Reproduktionsvermögen dieser Art in dem Gewässer zu. Vielmehr ist eine Kontrolle der Besatzmaßnahmen durch das Massenaufkommen von *Elodea nuttallii* in der Vegetationsperiode stark eingeschränkt. Makrophytenmassenentwicklungen erschweren ein repräsentatives Aufstellen der Stellnetze im See. Die Tiere wiederum halten sich vermutlich in den Makrophytenbeständen auf, wo sie Futter und zugleich Schutz vor dem Fraßdruck durch Räuber haben. Methodisch ist es jedoch sehr schwer, diese Habitate zu befischen. Auch die Befischung vom November 2007 kann aus diesen Gründen nicht als repräsentative Erhebung für den gesamten Fischbestand angesehen werden, da zu diesem Zeitpunkt noch ausgedehnte Massenbestände existierten. Zudem bewegen sich die Tiere in Schwärmen und sind somit nicht gleichmäßig über den See verteilt. Weitere Untersuchungen, die auf den Anfang der Vegetationsperiode (April / Mai) gelegt werden, könnten genauere Angaben zum Rotfederbestand geben.

Die Bestandsentwicklung des Kemnader Stausees weist eine Dominanz der Friedfische auf. Hierzu zählen vor allem Rotaugen. Die Dominanz dieser anspruchslosen Art könnte zugunsten von Rotfedern, welche in NRW als gefährdet eingestuft werden (WWW.LANUV.NRW.DE), verbessert werden. Denkbar wären hier Schutzstrukturen in Form von befestigtem Totholz, das gezielt an mehreren Bereichen im See Platz findet. Diese könnten für die Rotfedern Schutz vor den Räubern (z.B. Kormoranen) bedeuten. Zudem wäre ein dezentraler Aufbau günstiger, da die Fische keine langen Wege zu Makrophytenbeständen zurücklegen. Ihr potenzieller Einfluss auf die Massenbestände wäre somit effektiver.

Veränderungen in den Fisch-Beständen sind nicht allein durch Besatzmaßnahmen zu erreichen. Neben der angemessenen Wasserqualität sind entsprechende Laich- aber auch Lebensräume notwendig, um einen ausgewogenen Bestand an Raub- und Friedfischen zu erhalten. Grundsätzlich würden sich weitere Schutzstrukturen positiv auf die Fischbestände auswirken. Verschiebungen in den Dominanzstrukturen der Fischbestände im Gewässer bedürfen jedoch eines längeren Beobachtungszeitraums von mindestens 5-10 Jahren. Als Beispiel mag hier der Besatz mit Seesaiblingen in die Versetalsperre (Sauerland) dienen. Hier konnten erst nach einem Zeitraum von 7-8 Jahren nachhaltige Erfolge aufgezeigt werden (mündl. Mitteilung H. Kühlmann, RV). Eine längerfristiges mit Monitoring wäre für die Betrachtung der weiteren Entwicklung in den Stauseen von Vorteil.

Fazit

Ein weiterreichender Erfolg der Besatzmaßnahmen des Kemnader Sees mit Rotfedern kann in der Projektzeit noch nicht nachgewiesen werden, grundsätzlich ist die Reproduktion aber möglich. Empfehlenswert wäre der Ausbau weiterer Schutzstrukturen für die Rotfedern. Diese könnten durch eine positive Strahlwirkung den Aufbau und die Entwicklung individuenreicher Rotfederbestände stärken.

Fischbestand des Baldeneysees

Die im Oktober 2002 mittels Stellnetz, Reusen und Elektrofischung durchgeführte Fischbestandsuntersuchung des Baldeneysees erbrachte den Nachweis von 16 Fischarten:

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Barbe	(<i>Barbus barbus</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Karpfen	(<i>Cyprinus carpio</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotaugen	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Rotfeder	(<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Schmerle	(<i>Noemacheilus barbatulus</i>)
Ukelei	(<i>Alburnus alburnus</i>)
Wels	(<i>Silurus glanis</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)

Tab. 7.8-14: Längenverteilung der Fischfauna des Baldeneysees (Gesamtbefischung 2002)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	36	0	0	6	1	10	12	7
Barbe	6	5	1	0	0	0	0	0
Brasse	608	227	0	1	40	214	126	0
Döbel	61	47	7	0	2	1	4	0
Flussbarsch	344	82	164	94	4	0	0	0
Gründling	16	15	1	0	0	0	0	0
Hecht	9	0	0	4	1	0	0	4
Karpfen	3	1	0	0	0	1	0	1
Kaulbarsch	327	321	6	0	0	0	0	0
Rotaugen	338	54	262	10	12	0	0	0
Rotfeder	1	0	1	0	0	0	0	0
Schleie	29	14	10	3	0	1	0	1
Schmerle	38	37	1	0	0	0	0	0
Ukelei	7	0	7	0	0	0	0	0
Wels	1	0	0	0	0	0	0	1
Zander	41	0	25	4	3	0	0	9

Tab. 7.8-15: Abundanzen der Fischfauna im Baldeneysee (Oktober 2002)

Fischart	Stückzahl	Stückzahl [%]	Gewicht [g]	Gewicht [%]
Aal	36	1,9	11.230	1,7
Barbe	6	0,3	45	0,01
Brasse	608	32,8	519.449	79,5
Döbel	61	3,3	11.702	1,8
Flussbarsch	344	18,5	23.810	3,6
Gründling	16	0,9	95	0,01
Hecht	9	0,5	14.515	2,2
Karpfen	3	0,2	11.840	1,8
Kaulbarsch	327	17,6	1.493	0,2
Rotauge	338	18,2	18.830	2,9
Rotfeder	1	0,1	39	0,01
Schleie	29	1,6	2.922	0,4
Schmerle	38	2	205	0,03
Ukelei	7	0,4	88	0,01
Wels	1	0,1	3.600	0,6
Zander	41	1,7	33.258	5,1
Gesamt	1855	100	653.221	100

Die Fischartengesellschaft des Baldeneysees kann als Mischfischbestand mit der Hauptfischart Brasse bezeichnet werden. Ebenfalls dominant, jedoch mit geringeren Abundanzen, kommen Flussbarsche, Rotaugen und Kaulbarsche vor. In der Größenklasse < 10 cm Körperlänge sind Kaulbarsch und Brasse am häufigsten vertreten. Von 10-20 cm Körperlänge dominieren Flussbarsch und Rotauge. Größere Individuen, ab einer Körperlänge von 30 cm, sind vorwiegend Brassen (Tab. 7.8-14 und Abb. 7.8-5). Es wurde eine Rotfeder gefangen, die möglicherweise aus Besatzmaßnahmen stammt, die vor einigen Jahren durch Anglervereine und der Ruhrfischereigenossenschaft vorgenommen wurden.

Zählt man neben Hecht, Zander und Wels den Flussbarsch ab 20 cm Länge (21,5 kg = 3,2 % bzw. 98 Stück = 5,3 %) sowie den Aal zu den Raubfischen, so ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 87,2 % zu 12,8 % gemessen an der Fischbiomasse und 90 % zu 10 % gemessen an der Häufigkeit der gefangenen Fische (Tab. 7.8-15 und Abb. 7.8-5). Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Mittelwerte beider Prozentangaben herangezogen. Somit ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 88,6 % zu 11,4 %.

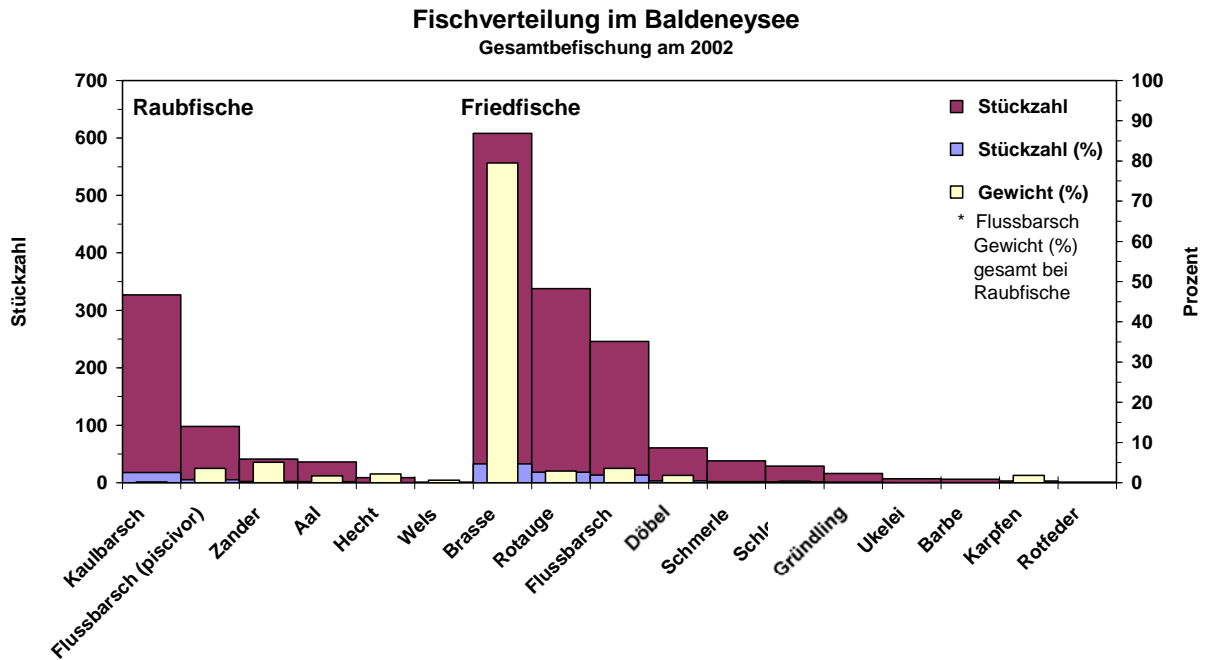


Abb. 7.8-5: Längenverteilung der Fischfauna des Baldeneysees (Oktober 2002)

Fischbestand des Kettwiger Stausees

Die im November 2003 mittels Stellnetz-, Reusen- und Elektrofischung durchgeführte Fischbestandsuntersuchung des Kettwiger Stausees erbrachte den Nachweis von 13 Fischarten:

Aal	(<i>Anguilla anguilla</i>)
Brasse	(<i>Abramis brama</i>)
Döbel	(<i>Leuciscus cephalus</i>)
Flussbarsch	(<i>Perca fluviatilis</i>)
Gründling	(<i>Gobio gobio</i>)
Hecht	(<i>Esox lucius</i>)
Karpfen	(<i>Cyprinus carpio</i>)
Kaulbarsch	(<i>Gymnocephalus cernua</i>)
Rotauge	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Schleie	(<i>Tinca tinca</i>)
Schmerle	(<i>Noemacheilus barbatulus</i>)
Wels	(<i>Silurus glanis</i>)
Zander	(<i>Sander lucioperca</i>)

Hauptsächlich wurden Fische bis zu einer Größe von 20 cm gefangen, wobei Rotaugen, Döbel und Flussbarsche dominieren (Tab. 7.8-16, Abb.7.8-6).

Tab. 7.8-16: Längenverteilung der Fischfauna des Kettwiger Stausees (Gesamtbefischung 2003)

Fischart	Gesamt	< 10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	> 60 cm
Aal	17	0	0	1	1	5	2	8
Brasse	9	5	0	0	1	1	2	0
Döbel	100	72	4	8	13	3	0	0
Flussbarsch	80	30	45	3	2	0	0	0
Gründling	29	16	13	0	0	0	0	0
Hecht	3	0	0	0	1	2	0	0
Karpfen	6	0	0	0	1	2	0	3
Kaulbarsch	4	3	1	0	0	0	0	0
Rotaugen	210	189	4	15	2	0	0	0
Schleie	11	8	0	2	1	0	0	0
Schmerle	14	12	2	0	0	0	0	0
Wels	1	0	0	0	0	0	0	1
Zander	10	4	5	1	0	0	0	0

Tab. 7.8-17: Abundanzen der Fischfauna im Kettwiger Stausee (Gesamtbefischung 2003)

Fischart	Stückzahl	Stückzahl [%]	Gewicht [g]	Gewicht [%]
Aal	17	3,44	8.070	9,54
Brasse	9	1,82	7.520	8,89
Döbel	100	20,24	12.904	15,25
Flussbarsch	80	16,19	4.314	5,10
Gründling	29	5,87	680	0,80
Hecht	3	0,61	1.513	1,79
Karpfen	6	1,21	32.100	37,93
Kaulbarsch	4	0,81	150	0,18
Rotaugen	210	42,51	6.792	8,03
Schleie	11	2,23	1.210	1,43
Schmerle	14	2,83	160	0,19
Wels	1	0,20	8.150	9,63
Zander	10	2,02	1.070	1,26
Gesamt	494	100	84.633	100

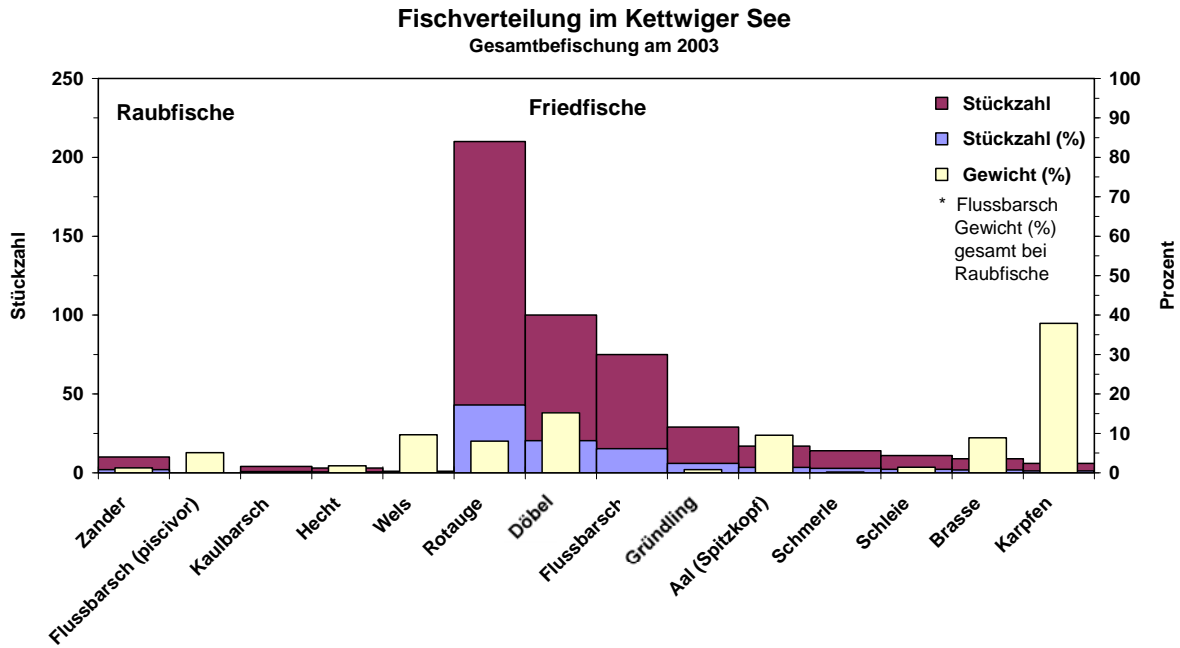


Abb. 7.8-6: Fischverteilung Kettwiger Stausee (Gesamtbefischung 2003)

Die Fischartengesellschaft des Sees kann als Mischfischbestand mit den Hauptfischarten Rotaugen, Döbel und Flussbarsch bezeichnet werden.

Zählt man neben Hecht, Zander und Wels den Flussbarsch ab 20 cm Länge (2.086 g = 2,46 % bzw. 5 Stück = 1,01 %) zu den Raubfischen, so ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 84,7 % zu 15,3 %, gemessen an der Fischbiomasse und 96,16 % zu 3,84 % gemessen an der Häufigkeit der gefangenen Fische (Tab.7.8-17). Die Aale wurden den Friedfischen zugeordnet, da es sich bei den gefangenen Exemplaren ausschließlich um dennicht-piscivoren Nahrungstypus - Spitzkopfaal - handelte. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Mittelwerte beider Prozentangaben herangezogen. Somit ergibt sich ein Friedfisch- / Raubfischverhältnis von 90,4 % zu 9,6 %.

Vergleich der Fischbestände der Ruhr-Stauseen

Der Vergleich der Fischbestände sollte einen Erklärungsansatz für die unterschiedlich starke Verkräutung der Ruhr-Stauseen liefern. Der Baldeneysee und Kettwiger See weisen hierbei den geringsten Anteil an Makrophyten auf.

Tab. 7.8-18: Artenspektrum der Stauseen im Vergleich

Fischart	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader Stausee	Baldeneysee	Kettwiger Stausee
Aal	X	X	X	X	X
Äsche		im Fischaufstieg			
Aland		X	X		
Bachforelle	vermutlich	im Fischaufstieg	X		

7 - Ergebnisse

Fischart	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader Stausee	Baldeneysee	Kettwiger Stausee
Barbe	X	X	X	X	
Brasse	X	X	X	X	X
Döbel	X	X	X	X	X
Dreist. Stichling	X	im Fischaufstieg			
Elritze	X	im Fischaufstieg			
Flussbarsch	X	X	X	X	X
Güster		X	X		
Gründling	X	X	X	X	X
Hasel		X	X		
Hecht	X	X	X	X	X
Karpfen	X	X	X	X	X
Karausche	X	X			
Kaulbarsch	X	X	X	X	X
Quappe		im Fischaufstieg			
Rotaugen	X	X	X	X	X
Rotfeder	X		X	X	
Schleie	X	X	X	X	X
Schmerle	X	X	X	X	X
Schneider	X	im Fischaufstieg			
Ukelei			X	X	
Wels	vermutlich	im Fischaufstieg	X	X	X
Zander	X	X	X	X	X
Artenzahl *	17	17	20	16	13
* ohne FAA und Vermutung					
	herbivore Arten				
	gründelnde Arten				

Tab. 7.8-18 zeigt das Artenspektrum der untersuchten Stauseen auf. Das Arteninventar der Stauseen ist bis auf wenige Unterschiede vergleichbar. Die Fischbestände der Stauseen werden von strömungsindifferenten Fischarten, vor allem von Cypriniden, wie Rotauge und Brasse, dominiert. Eine weitere häufig vorkommende Fischart ist der Flussbarsch. Allerdings finden sich auch einige rheophile Arten, was auf den Durchfluss der Ruhr zurückzuführen ist. Auffällig ist, dass nur relativ wenig gründelnde Arten, hierzu zählen Brasse, Karpfen und Schleie, vorkommen. Diese stellen jedoch einen großen Anteil an der Biomasse. Brassens sind meist dominant in den Stauseen, Karpfen und Schleie dagegen meist unterrepräsentiert. Als einzige herbivore Art konnte die Rotfeder nachgewiesen werden. Sie macht jedoch nur einen sehr geringen Anteil im Fischartenbestand aus (siehe Tab. 7.8-19).

Tab. 7.8-19: Vergleich der Fischbestände, Erträge und Abundanzen

	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader Stausee	Baldeneysee	Kettwiger Stausee
Anzahl der Fischarten	18	17	20	16	13
Friedfisch – Raubfisch-verhältnis	91% - 9%	93% - 7%	83% - 17%	89% - 11%	90% - 10%
Hektar - Ertrag (10 Jahres Mittel) [kg*ha/a]	ca. 10	ca. 27	ca. 31	ca. 25	ca. 65
herbivore Arten	Rotfeder		Rotfeder	Rotfeder	
Anteil ausgewählter Arten an der Gesamt-Biomasse					
Rotfeder	0,5%	0,0%	0,01%	0,01%	0,0%
Gründelnde Arten					
Brasse	36,2%	81,0%	55,8%	80,0%	9,0%
Schleie	0,1%	0,2%	7,2%	0,5%	1,4%
Karpfen	27,7%	2,4%	0,1%	1,8%	38,0%
Summe	64,0%	83,6%	63,1%	82,3%	48,4%

Die Diversität der Fischfauna ist im Kemnader Stausee mit 20 Arten am höchsten und im Kettwiger Stausee mit 13 Fischarten am geringsten. Berücksichtigt man die Artnachweise der Funktionsprüfung FAA Harkortsee in 2006, ist allerdings im Harkortsee die Diversität mit 24 Arten am höchsten. Das Ergebnis wird jedoch auch durch die unterschiedliche Intensität der Befischungen in den verschiedenen Seen beeinflusst.

Die Bestände gründelnder Fischarten, gemessen am Biomasseanteil, sind in allen Stauseen hoch (Tab. 7.8-18). Sehr hohe Brassensbestände finden sich im Harkort- und Baldeneysee. Wesentlich geringer ist der Anteil herbivorer Fischarten. Als einzige herbivore Art konnte die Rotfeder in geringer Zahl im Hengstey-, Baldeneysee und im Kemnader Stausee nachgewiesen werden. Die Verhältnisse von Friedfisch zu Raubfisch sind mit Ausnahme des Kemnader Stausee ähnlich. Es dominieren die Friedfische, die Raubfischbestände können als gering bezeichnet werden. Als ideal und ausgewogen wäre ein Raubfischanteil von 20-30 % anzusehen.

Die fischereilichen Erträge der Stauseen liegen zwischen 25-30 kg Fisch pro Hektar Wasserfläche und Jahr. Ausnahmen bilden hier der Hengsteysee mit nur ca. 10kg/ha-Ertrag und der Kettwiger Stausee ca. 65 kg/ha-Ertrag. Dabei sei darauf hingewiesen, dass die Erträge auf den Fangangaben der Angler beruhen und somit auf keiner wissenschaftlich gesicherten Grundlage basieren. Die Ertragsangaben können daher nur eingeschränkt zur Bewertung herangezogen werden. Es ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Ertragsfähigkeit der Stauseen höher ist.

Tab. 7.8-20: Vergleich der Individuenzahlen pro m² – Netz der Probebefischungen

	Hengsteysee	Harkortsee	Kemnader Stausee	Baldeneysee	Kettwiger Stausee
Wasserfläche [ha]	134	137	125	264	55
verwendete Netzmeter / m²	1.600	2.190	2.100	4.500	1.300
Individuenzahl Netz-Fang	444	192	316	1.539	61
Individuen [Netz- m²]	0,28	0,09	0,15	0,34	0,05

Beim abschließenden Vergleich der Fischfauna in den verschiedenen Ruhrstauseen sind keine Unterschiede festzustellen, die einen direkten Schluss auf den unterschiedlichen Verkräutungsgrad durch *Elodea nuttallii* zulassen.

Lediglich die Fischdichte im nicht verkräuteten Baldeneysee ist auffällig. Möglicherweise hat daraufhin die hohe Abundanz großer, gründelnder Fische - neben dem nachweislich hohen Anteil des Phytoplanktons Auswirkungen auf die Trübung und somit letztendlich auf die Makrophytenentwicklung (siehe auch Kap. 7.2 und 7.11). Hierzu wären jedoch weitere Untersuchungen notwendig.

Fazit

Die Bestandsuntersuchungen der Ruhrstauseen zeigen Defizite vor allem beim Raub- / Friedfischverhältnis auf. Diese zumeist auf Strukturarmut hinweisenden Ergebnisse verbesserten sich im der Projektzeit nachweislich im Kemnader See. Dies ist u.a. auf die positive Auswirkung der Makrophytenbestände, die Laichhabitat und Schutz vor Räubern für die Fischbestände darstellen, zurückzuführen.

7.9 Bestandserhebung Makrozoobenthos und Zooplankton

7.9.1 Bestandserhebung Makrozoobenthos

Eine Bewertung von Stauseen anhand des Makrozoobenthos (MZB) ist momentan nach der EU-WRRL nicht möglich, da es sich um stark veränderte Fließgewässersysteme handelt. Für das ökologische Potenzial dieser Art von Gewässern gibt es zur Zeit noch keinerlei Bewertungsmaßstäbe und -verfahren. So wurde für die vorliegende Bewertung das für Fließgewässer entwickelte Bewertungsprogramm PERLODES genutzt. Betrachtet man die Ruhrstauseen also als Fließgewässerabschnitte und ordnet sie entsprechend der Fließgewässertypologie als „Großen Fluss des silikatischen Mittelgebirges“ (Typ 9.2) ein, so wird die saprobielle Belastung auf einer 5-stelligen Skala mit Saprobie-Werten zwischen 2,24 bis 2,68 als gut bzw. mäßig eingestuft. Betrachtet man die siebenstufige Skala der Güteklassen (GK), entspricht dies der GK II bzw. II-III (siehe Abb. 7.8-1, rechts), wobei die überwiegende Anzahl der Proben aus Hengsteysee, Kemnader See und Baldeneysee im Bereich der Güteklasse II liegen. Eine Ausnahme hiervon stellt der Harkortsee dar, dessen Saprobiewerte im Frühjahr 2005 sogar zu Güteklasse III tendiert. Verursacher hier ist die angrenzende Kläranlage, die direkt in den Staubereich entwässert. Allerdings ist der Saprobienindex der Proben des Harkortsees statistisch nicht gesichert, da hier die Abundanzsumme von 20 nicht erreicht wird. Durch die Sedimenträumung, die in diesem See von 2001 bis 2003 durchgeführt wurde, reduzierten sich die Dichten der benthisch lebenden Invertebraten.

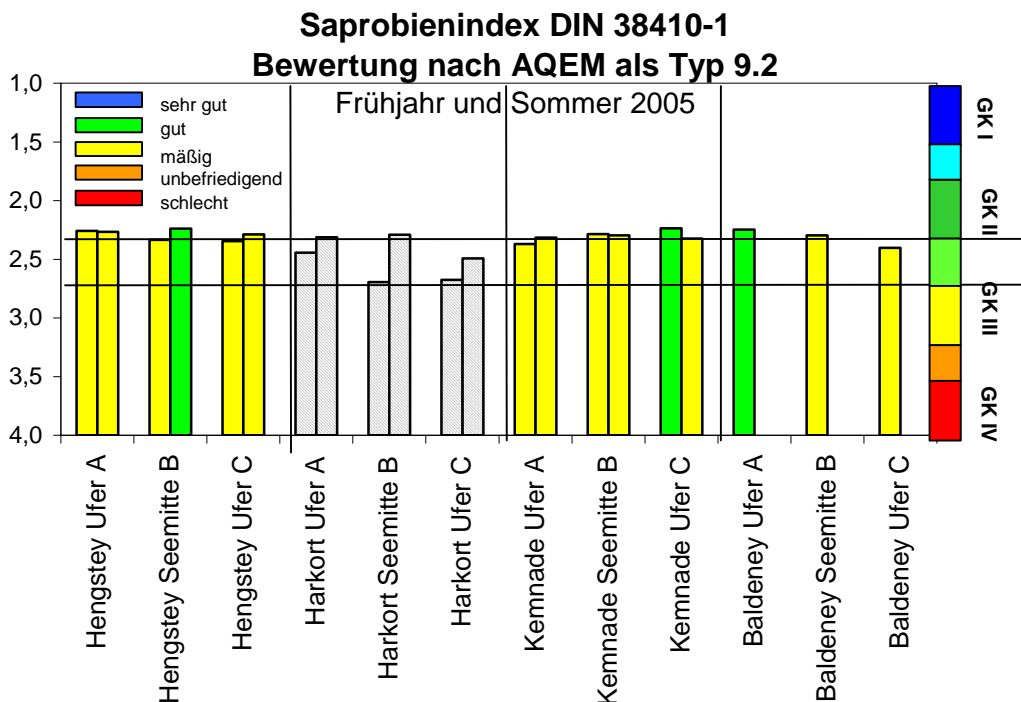


Abb. 7.9-1: Saprobienindex nach DIN 38410-1, typspezifischen Bewertung nach PERLODES als Gewässertyp 9.2, rechte Legende: die 7-stufigen Gewässergüteklassen, die schraffierten Balken der Proben des Harkortsees indizieren, dass der SI die Anforderungen an die Abundanzziffer nicht erfüllt.

Der Ruhrgütebericht 2005 (siehe Abb. 7.9-2) kennzeichnet die Ruhr ebenfalls mit der GK II (Hengstey-, Harkort- und Kemnader See) bzw. mit GK II-III (Baldeneysee und Kettwiger See) als mäßig belastet. Die aufgestauten Bereiche der Ruhr werden demnach, ähnlich den sie

umgebenden Fließstrecken, eingestuft. Bei der Anwendung des Saprobienindex auf die Ruhrstauseen ist jedoch zu berücksichtigen, dass dies gemäß DIN 38410 als Anwendung auf Stillgewässer im Prinzip nicht zulässig ist.

Unter Berücksichtigung der BSB-, Sauerstoff- und Ammonium-Werte wird deutlich, dass in den Bereichen der Ruhrstauseen kein abwasserbürtiges saprobielles Problem besteht, dass sich in der Bewertung „mäßig“ der fünfstufigen Bewertungsskala widerspiegelt. Vielmehr ist die erhöhte Autosaprobie dieses Bereiches durch die Phytoplankton-Entwicklung in den Staubereichen hierfür die Ursache.

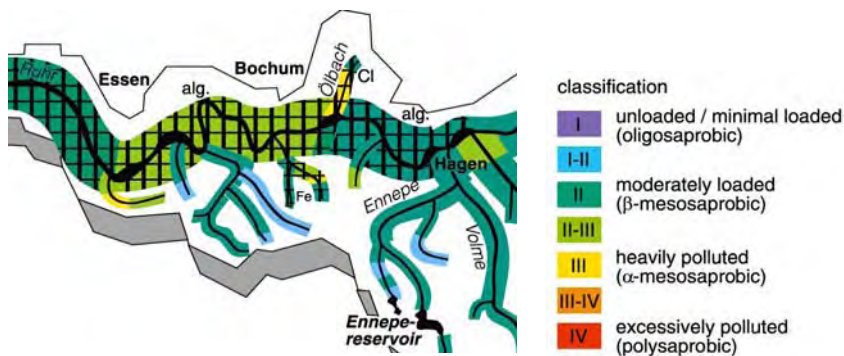


Abb. 7.9-2: Kartenausschnitt Gewässergütekarte des Ruhrgebietes 2005 mit den Gewässergüteklassen

Dieser Tatsache wird auch die Gewässergütekarte (Abb. 7.9-2) durch die Sonder-Signatur für Algenmassenentwicklungen gerecht.

Bei der Bestandserhebung des Makrozoobenthos im Frühjahr und Sommer 2005 wurden in den 21 Proben Abundanzen zwischen 478 und 4722 Individuen/m² gezählt. Diese gehören 19 - 51 verschiedenen Taxa an. Die niedrigsten Zahlen an Abundanzen und Taxa wurden im Harkortsee ermittelt. Eine vollständige Liste der Taxa findet sich im Anhang.

Bei der Artenzusammensetzung der untersuchten Gewässerabschnitte ist es auffällig, dass in den Ruhrstauseen echte Stillwasserarten (LB = limnobiont; LP = limnophil) nur einen sehr geringen Anteil einnehmen. Es dominieren die an die langsam durchflossene bzw. fast stehende Bereiche der Fließgewässer angepassten Arten bzw. indifferente Arten ohne Präferenz für Strömungsbedingungen, die somit sowohl in Still- als auch in Fließgewässern vorkommen können. Dies indiziert, dass der Fließgewässercharakter auch in den Ruhrstauseen, wenn auch in stark abgeschwächter Form, erhalten bleibt.

In Abb. 7.9-3 sind alle Arten berücksichtigt, bei denen eine Zuordnung bezüglich ihrer Strömungspräferenz getroffen werden kann. Auffällig ist der relativ hohe Anteil der stillwasserliebenden Art (Typ LP) des Wasserschmetterlings *Acentria ephemerella* in den Sommerproben. Im Hengsteysee konnten bis zu 190 Ind./m² dieser Art gefunden werden. Eine Schädigung von *Elodea* durch die Larven dieser pflanzenfressenden Schmetterlingsart konnte aber nicht nachgewiesen werden, Fraßspuren an *Elodea*-Blättern waren auch in Beständen, die dicht durch *Acentria ephemerella* besiedelt wurden, nirgendwo erkennbar. Eine experimentelle Untersuchung aus Amerika von GROSS ET AL. (2000) zeigt auf, dass diese pflanzenfressende Schmetterlingsart *Myriophyllum spicatum* (Tausendblatt) in stärkerem Maße reduziert und so in Mischbeständen *Elodea nuttallii* indirekt fördert.

Eine weitere zu betrachtende Gruppe des Makrozoobenthos sind die Gammariden (Flohkrebse). Aufgrund des erhöhten Nahrungsangebots für Zerkleinerer im Sommer ist auch der Anteil dieser Taxa deutlich höher. Vor allem der Flussflohkrebs (*Gammarus roeselii*)

erreicht Abundanzen von über 900 Ind./m² in Kernnade. Eine mögliche Schädigung von *Eloдея* durch diese Art wird in Kap. 7.10.3 weiter diskutiert.

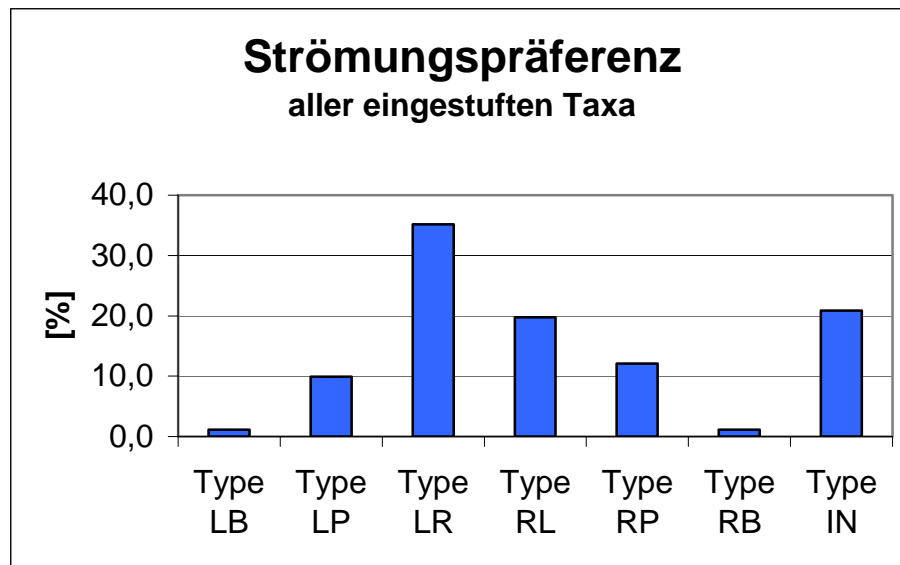


Abb. 7.9-3: Prozentualer Anteil aller eingestuften MZB-Taxa der Probenahmen 2005

Typ LB: limnobiont, kommt nur in Stillgewässern vor [%]

Typ LP: limnophil, kommt bevorzugt in Stillgewässern vor, strömungsmeidend, selten in langsam fließenden Gewässern [%]

Typ LR: limno- bis rheophil, kommt bevorzugt in Stillgewässern vor; auch regelmäßig in langsam fließenden Gewässern [%]

Typ RL: rheo- bis limnophil, kommt üblicherweise in Fließgewässern vor; bevorzugt langsam fließende Gewässer und strömungsberuhigte Zonen, auch in Stillgewässern [%]

Typ RP: rheophil, kommt in Fließgewässern vor, bevorzugt Zonen mit mäßiger bis hoher Strömungsgeschwindigkeit [%]

Typ RB: rheobiont, kommt in Fließgewässern vor, an Zonen mit hoher Strömungsgeschwindigkeit gebunden [%]

Typ IN: indifferent, keine Präferenz für eine bestimmte Strömungsgeschwindigkeit [%]

7.9.2 Bestandserhebung Zooplankton

Zooplankton spielt in der Nahrungskette stehender Gewässer eine wichtige Rolle und ist in der Lage, durch den Fraßdruck auf das Phytoplankton, die Primärproduktion und das Lichtregime im Gewässer zeitweise zu bestimmen. Für die Makrophyten-Massenentwicklungen ist das Zooplankton förderlich, da es als Antagonist für das Phytoplankton, welches durch Beschattung das Makrophytenwachstum verzögern kann, wirkt. Tab. 7.9-1 stellt die in den Ruhrstauseen vorkommenden Zooplankter zusammen. Eine vollständige Artenliste mit Probestelle und Individuen /m³ ist im Anhang zu finden.

Es wird deutlich, dass die Seen nur von relativ wenigen Taxa besiedelt werden, wobei Ciliata (Wimperntiere) und Copepoda (Ruderfußkrebse) zum Teil nicht weiter differenziert wurden. Die artenreichste Gruppe sind die Rotatoria (Rädertiere), hier konnten 15 Taxa aus 13 Gattungen bestimmt werden.

7 - Ergebnisse

Die auf Gattungsniveau determinierten Zooplankter werden mit Ausnahme von *Asplanchna priodonta* und *Polyphemus pediculus* als Phytoplanktonfresser eingestuft oder ernähren sich von benthischen oder epiphytischen Algen und Detritus.

Tab. 7.9-1: Taxaliste des Zooplanktons der Ruhrstauseen vom Okt. / Nov. 2005 und Jul. 2007

Protozoa	Rotatoria	Crustacea
<i>Arcella discoides</i>	<i>Asplanchna priodonta</i>	<i>Alona</i> sp.
<i>Ciliata peritricha</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Alonella</i> sp.
Ciliata sonstige	<i>Brachionus quadridentatus</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
<i>Suctorina</i> sp.	<i>Cephalodella</i> sp.	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>
<i>Trichodina pepiculus</i>	<i>Colurella</i> sp.	<i>Chydorus</i> sp.
<i>Tintinnidium</i> sp.	<i>Kellicottia longispina</i>	<i>Daphnia longispina/cucullata</i>
	<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
	<i>Keratella ticinensis</i>	<i>Polyphemus pediculus</i>
	<i>Lecane luna</i>	Calanoida
	<i>Philodina</i> sp.	Cyclopoida
	<i>Polyarthra remata</i>	
	<i>Pompholyx</i> sp.	
	sonstige Rotatoria	
	<i>Synchaeta</i> sp.	
	<i>Trichocera</i> sp.	
	<i>Trichotria pocillum</i>	

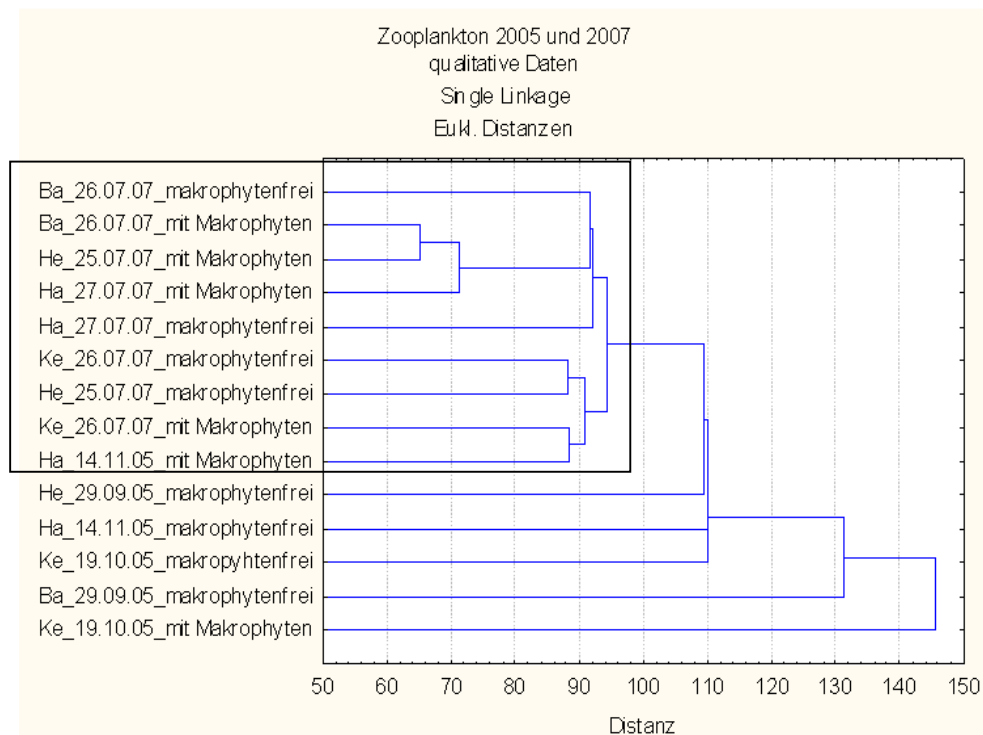


Abb. 7.9-4: Dendrogramm der Zooplanktonproben, Ruhrstauseen Okt. / Nov. 2005 und Jul. 2007

Abb.7.9-4 zeigt die Ähnlichkeiten der Taxalisten als Dendrogramm. Als Grundlage dient der Renkonen-Index der qualitativen Daten, um die z.T. großen Unterschiede in den Abundanzen zwischen den Proben des Jahres 2005 und 2007 zu eliminieren. Die Lebensgemeinschaften innerhalb der Seen und der beiden untersuchten Jahre erweisen sich jedoch als ähnlicher (Markierung in Abb.7.9-4) als die beiden untersuchten Habitate. Eine unterschiedliche Besiedlung von makrophytenfreien Bereichen und Makrophytenbeständen konnte somit nicht bestätigt werden.

Bei Vor-Ort-Untersuchungen ist es auffällig, dass das Wasser in dichten Makrophytenbeständen deutlich klarer als außerhalb im freien Wasser erscheint. Grund hierfür kann sein, dass das Zooplankton in den Makrophytenbeständen besser vor dem Fraßdruck durch juvenile Fische geschützt ist und sich dort besser als außerhalb der Bestände vermehren kann. Die erhöhten Dichten des Zooplankton sind dann in der Lage das Phytoplankton innerhalb der Bestände zu reduzieren, wodurch das Wasser weniger trüb erscheint. Begünstigt wird diese effiziente Filtrationsleistung durch die reduzierten Fließgeschwindigkeiten innerhalb der Makrophytenbestände. Betrachtet man die Zooplanktondichten innerhalb und außerhalb von Makrophytenbeständen (Abb. 7.9-5), zeigen die Untersuchungsergebnisse jedoch, dass die Dichten des Zooplanktons probnahmebedingt außerhalb der Bestände deutlich höher erscheint als innerhalb. Eine Ursache für die klareren Wasserverhältnisse können mit dieser Methode nicht mit den Individuendichten vom Zooplankton in Verbindung gebracht werden. Hier kann zudem die Filtrationsleistung des die Makrophyten besiedelnden Aufwuchs eine Rolle spielen.

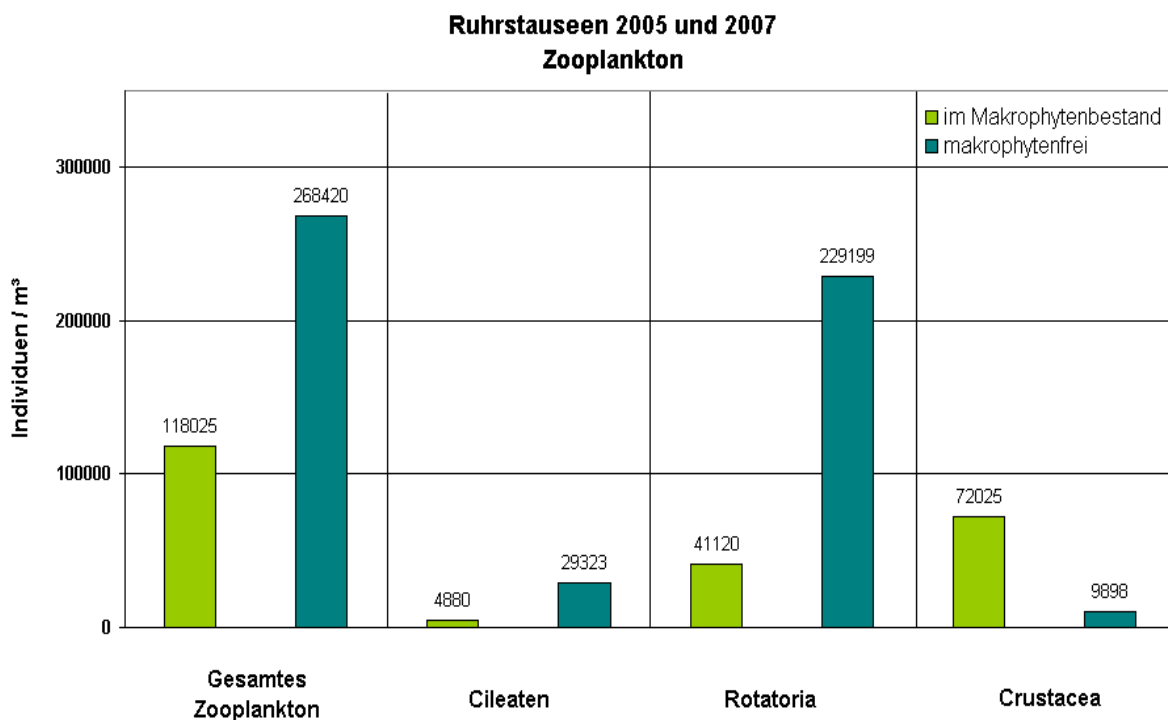


Abb. 7.9-5: Vergleich der Zooplanktondichten in den untersuchten Ruhrstauseen 2005 und 2007;

Im aquatischen Nahrungsnetz spielen die Crustacea eine wichtige Rolle als Fischnährtiere. Sie fressen Algen, aber auch kleinere Zooplankter, meist Rotatoria und Protozoa. Anhand

Abb. 7.9-6 wird die mögliche Schutzwirkung von Makrophytenbestände vor dem Fraßdruck der Fische deutlich. So finden sich zwar außerhalb der Makrophytenbeständen häufig höhere Individuendichten von Zooplankton-Organismen als in den Beständen, jedoch sind diese Organismen kleiner. Ursache hierfür ist der erhöhte Fraßdruck der optisch jagenden Fischen auf größere Plankton-Organismen, sodass hierdurch die kleineren Formen wie Ciliaten und Rotatorien indirekt gefördert werden. Obwohl in ihrer absoluten Abundanz geringer, weist das in den Makrophytenbeständen vor allem vorkommende Crustaceen-Plankton mit seinen größeren Biovolumina auch eine erhöhte Fraßleistung auf, frisst auch größere Algenzellen und ist damit in der Lage, das Phytoplankton in den Makrophytenbeständen zu kontrollieren. Dies ist die Ursache dafür, dass das Wasser innerhalb der *Elodea*-Bestände visuell deutlich klarer erscheint als außerhalb der Bestände – ein Phänomen, dass auf Grund technischer Schwierigkeiten der Messungen der Lichtintensitäten vor Ort nicht nachzuweisen war (vgl. Kap. 7.2.2), jedoch aber bei Trübungsmessungen im Labor bestätigt werden konnte.

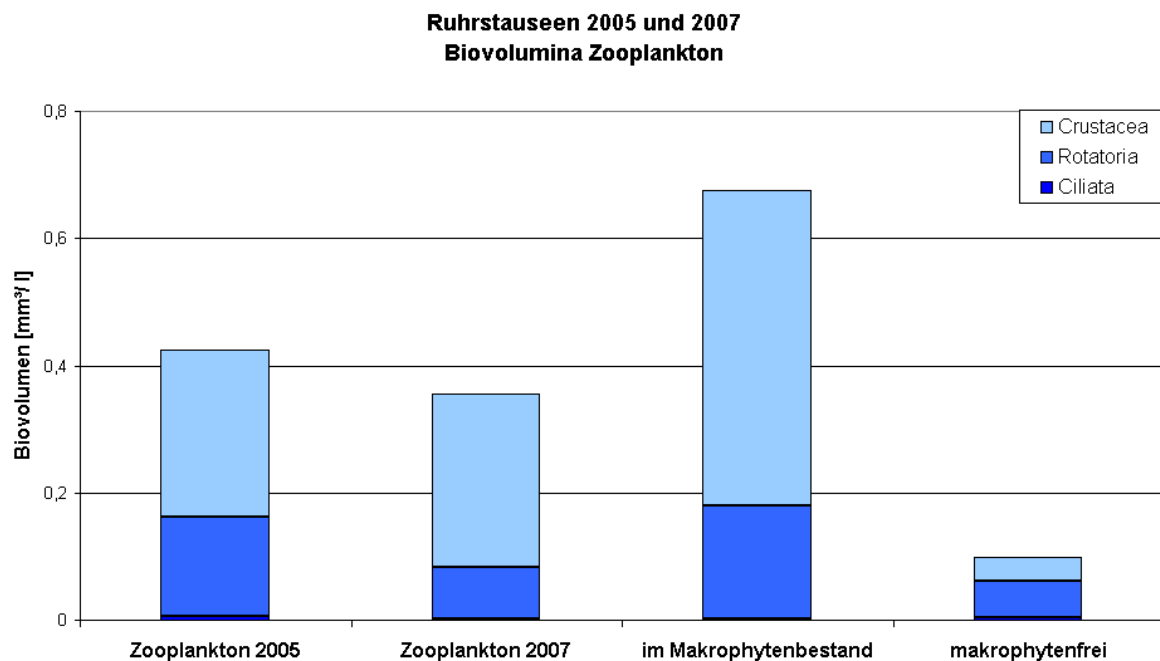


Abb. 7.9-6: Biovolumina der untersuchten Ruhrstauseen 2005 und 2007; innerhalb und außerhalb der Makrophytenbestände und differenziert nach Gruppen

Einschränkend muss jedoch gesagt werden, dass sichere Aussagen über die Zusammensetzung des Zooplanktons nur gemacht werden können, wenn mehrmals im Jahr und über mehrere Jahre hinweg Zeitreihen von Vertikalfängen vorliegen. Die stichprobenartigen Ergebnisse geben somit nur erste Hinweise auf die komplexen Interaktionen innerhalb der planktischen Nahrungsnetze.

7.10 Fütterungsexperimente

7.10.1 Rotfedern und Graskarpfen

Herbivore Fische werden in der Teichwirtschaft und auch in der Gewässerbewirtschaftung bereits seit langem zur Kontrolle von Makrophytenbeständen eingesetzt (Graskarpfen bereits seit der 60iger Jahre), jedoch sind die Effekte bis jetzt wenig systematisch dokumentiert und in ihren Aussagen häufig widersprüchlich. Daher rät das DWA Merkblatt „M-606 Seentherapie“ auf Grund der Nachteile und der nur mäßigen Erfolge von deren Einsatz ab. Hier wird jedoch nur der weit verbreitete Besatz mit nicht-heimischen Fischarten, wie dem Graskarpfen, betrachtet, die Kontrolle mit autochthonen Arten wird nicht diskutiert. Rotfedern, als heimische makrophytenfressende Art hat gegenüber den Graskarpfen entscheidende Vorteile:

- Diese Art reproduziert sich in den Gewässern, so dass sich nach einem anfänglichen Initialbesatz eine durch das Nahrungsangebot bestimmte Bestandsdichte etablieren kann. Hierdurch entsteht ein gestufter Altersaufbau, so dass ein Zusammenbrechen von Beständen durch Überalterung nicht auftreten kann.
- Rotfedern können sich auch omnivor ernähren, so dass es nicht zu einem totalen Kahlfraß der Makrophytenbestände kommen kann, wie er bei Graskarpfenbeständen > 50 Ind./ha auftritt.
- Eine Förderung von planktischen Algen durch den Wegfraß der Makrophytenbestände, mit Freisetzen von Nährstoffen und einer Verschiebung hin zu Blaualgenblüten, wie er bei Graskarpfenbesatz dokumentiert ist, wurde in mit Rotfedern besetzten Gewässern nicht beschrieben.

Vorversuche

Die Ergebnisse der Vorversuche zur Ernährung von Rotfedern zeigt Abb. 7.9-1a bis c. Die Tiere der Versuche A und B sind zu Beginn der Versuche deutlich größer und schwerer als die Tiere, die für den Versuch mit *Myriophyllum spicatum* als Nahrung eingesetzt wurden (vgl. Tab. 7.10-1). Die Tiere für diesen Versuch haben mit 1,0 zudem einen deutlich geringeren Korpulenzfaktor als die Tiere der beiden anderen Versuche und als er für diese Art typisch ist. In allen drei Fütterungsversuchen nimmt die Länge im Durchschnitt zu. Jedoch nur die Tiere, die ausschließlich mit *Elodea nuttallii* gefüttert wurden, zeigen auch im Durchschnitt eine geringe Gewichtszunahme. Rotfedern, die nur mit *Myriophyllum spicatum* oder mit einer Mischnahrung aus *Elodea nuttallii*, Zooplankton und Trockenfutter ernährt wurden, nahmen in der Versuchszeit von einem Monat geringfügig an Körpergewicht ab. Sowohl die Unterschiede in Länge als auch im Gewicht der Tiere sind jedoch statistisch nicht signifikant (Tab. 7.10-1).

Bei dem Vergleich des Korpulenzfaktors vor und nach dem Versuch wird dieser für alle drei Versuchsansätze im Verlauf des Versuches geringer, jedoch nur für den Versuch mit ausschließlich *Elodea nuttallii* und ausschließlich *Myriophyllum spicatum* als Nahrung ist dieser Unterschied hoch signifikant ($p < 0,01$) (vgl. Tab. 7.10-1).

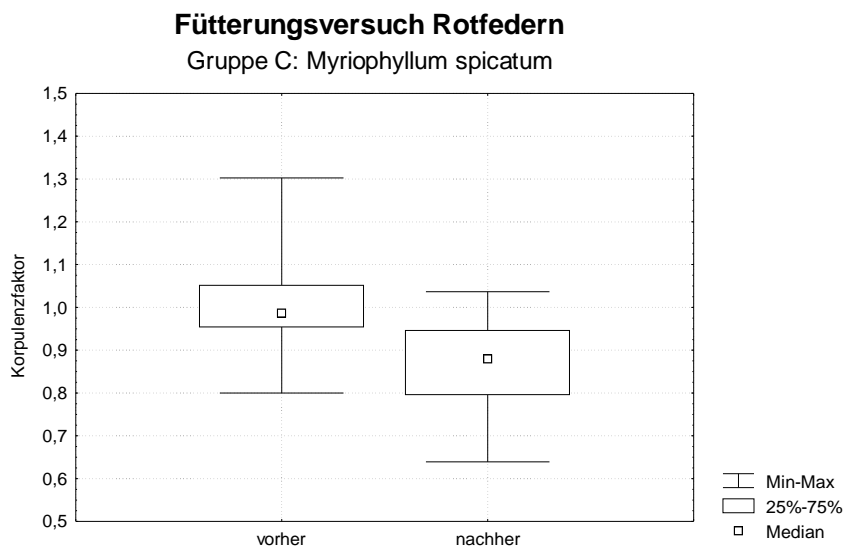
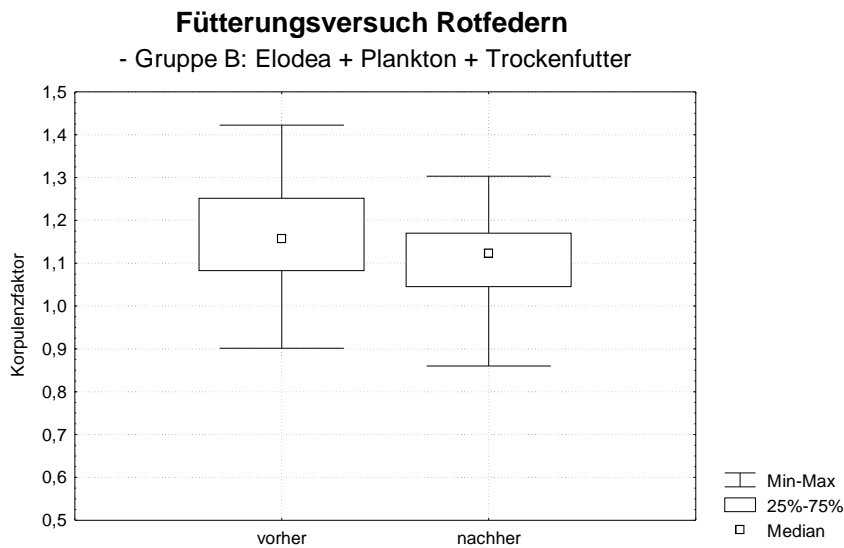
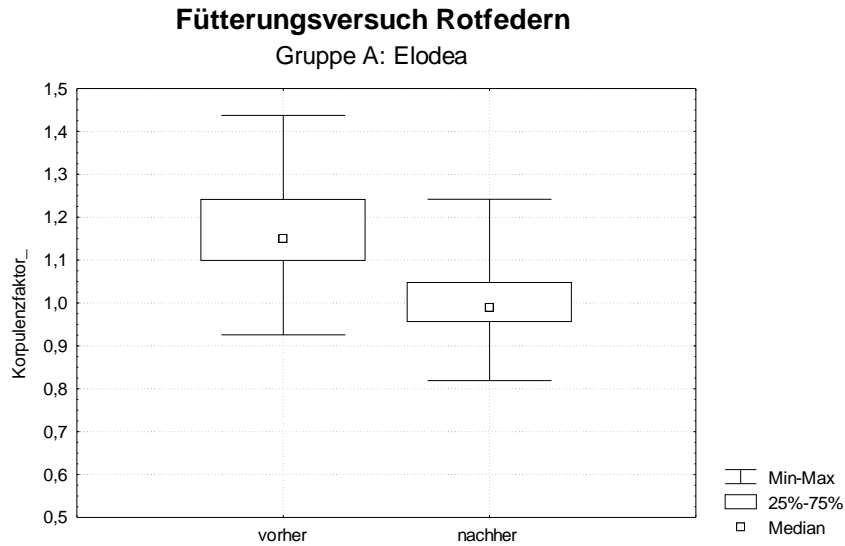


Abb. 7.10-1a-c: Ergebnis der Vorversuche zu den Fütterungsexperimenten an Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*). Vergleich des Korpulenzfaktors zum Anfang und zum Ende der Versuche mit drei verschiedenen Ansätzen der Fütterung. Darstellung als Box-Whisker-Plots mit Median, 25- und 75-Perzentil sowie min- und max-Werten. Ergebnisse der Längen- und Gewichtsvergleiche finden sich im Anhang zu Kap.7

Der Rückgang des Korpulenzfaktors ist ein Zeichen für suboptimale Hälterungsbedingungen, da die Tiere trotz ausreichendem Futterangebots stärker in die Länge wachsen als sie an Gewicht zunehmen, bzw. sogar z.T. während des Versuches an Gewicht verlieren. Stressfaktoren bei den Vorversuchen sind z.B. fehlende Versteckmöglichkeiten, unnatürlich hohe Dichten und die Beunruhigung der Tiere bei der Fütterung. Der Rückgang des Korpulenzfaktors ist für die Versuchsgruppen, die mit nur einer Pflanzenart ernährt wurden, hoch signifikant, während die Änderung des Korpulenzfaktors bei der Gruppe, die mit einer Mischkost aus *Elodea nuttallii*, Zooplankton und Trockenfutter ernährt wurden, keine statistisch gesicherte Tendenz zeigen. Dies zeigt, dass diese Mischkost mit höherem Protein- und Energiegehalt von den Tieren besser genutzt werden kann als reine Pflanzenkost, so dass stressbedingte Stoffwechsel-Effekte hierdurch verringert werden.

Tab. 7.10-1: Ergebnisse des Man-Whitney U-Tests der Vorversuche zu den Fütterungsexperimenten an Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*). Vergleich von Länge, Gewicht und Korpulenzfaktor zum Anfang und zum Ende der Versuche mit drei verschiedenen Ansätzen der Fütterung.

	Gruppe A: <i>Elodea nuttallii</i>	p	Gruppe B: <i>E. nuttallii</i> + Zooplankton + Trockenfutter	p	Gruppe C: <i>Myriophyllum spicatum</i>	p
Ø Länge vorher [cm]	14,60	0,3450	15,66	0,8465	11,70	0,9611
Ø Länge nachher [cm]	15,71		15,86		11,74	
Differenz [cm]	1,11		0,20		0,04	
Ø Gewicht vorher [g]	45,18	0,7521	51,80	0,9953	19,68	0,6837
Ø Gewicht nachher [g]	48,58		51,74		17,52	
Differenz [g]	3,40		-0,06		-2,16	
Ø Korpulenzfaktor vorher	1,16	0,0000	1,16	0,0863	1,00	0,0002
Ø Korpulenzfaktor nachher	1,00		1,10		0,88	
Differenz	-0,16		-0,06		-0,13	

Da Rotfedern in den Flusstauseen auch eine Mischkost aus Pflanzenmaterial, Zooplankton und Makrozoobenthos fressen, sollte dies energiereich genug sein, um Wachstum und eine erfolgreiche Reproduktion zu ermöglichen. Die Vorversuche haben damit gezeigt, dass Rotfedern die neophytische Art *Elodea nuttallii* fressen, diese jedoch mit einem Energiegehalt von 12,8 kJ/g Trockengewicht und ihrem hohen Wassergehalt von über 90 % als alleinige Nahrung nicht ausreicht, sondern durch tierische Nahrung ergänzt werden muss.

Nahrungspräferenz

Die Abb. 7.10-2a zeigt die von den Rotfedern aufgenommene Futter- bzw. Fraßmenge pro Tag, Abb. 7.10-2b zeigt als Maß für die bevorzugte Nahrung die Frequenz der Bisse von Rotfedern an den gleichzeitig als Nahrung angebotenen verschiedenen Wasserpflanzenarten.

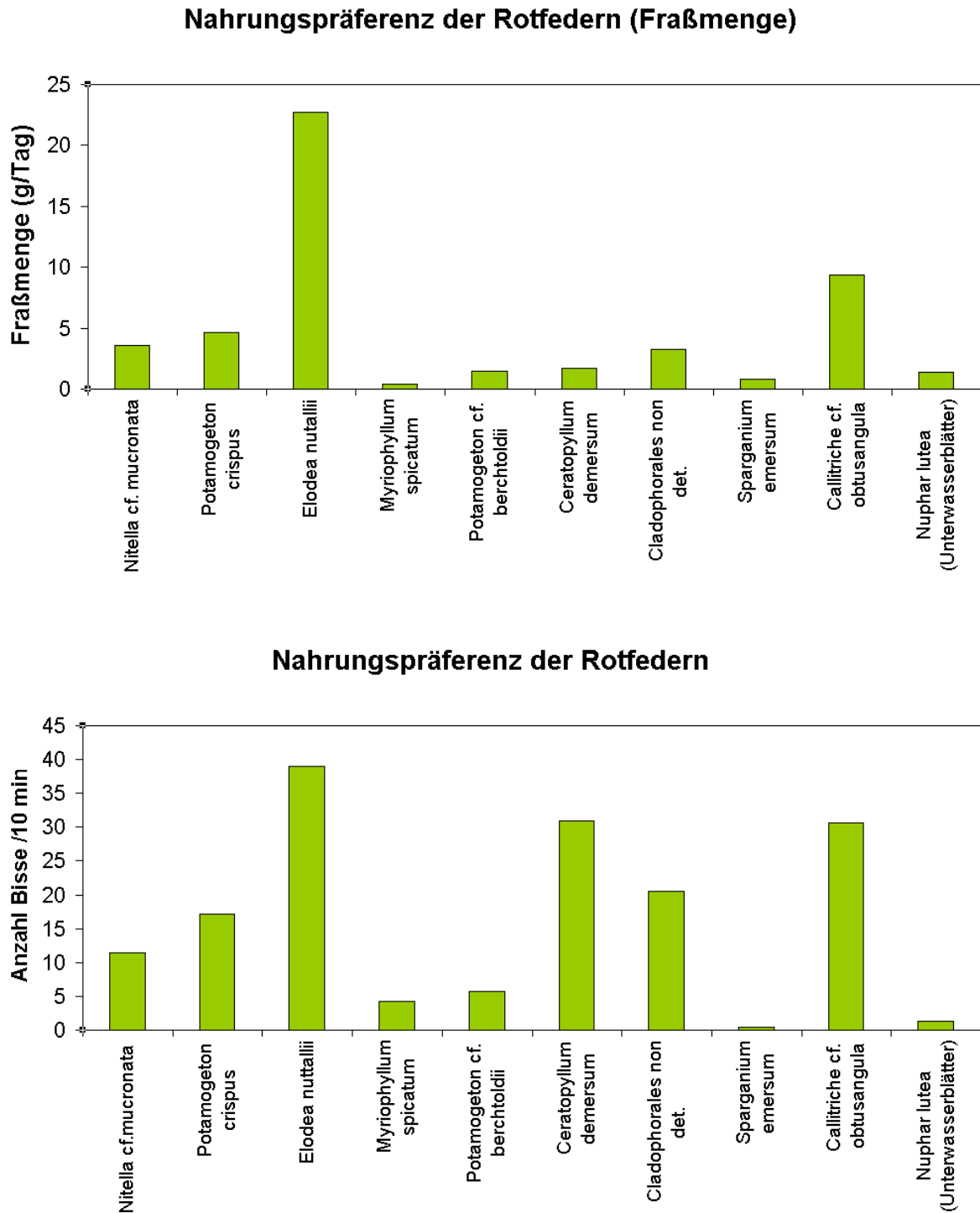


Abb. 7.10-2a und 7.10-2b: Nahrungspräferenz (aufgenommene Biomasse (a) und Bissfrequenz (b)) von Rotfedern bei gleichzeitig als Nahrung angebotenen Wasserpflanzenarten

Bei den angebotenen Wasserpflanzenarten ist die Frequenz der Nahrungsaufnahme bei *Ceratophyllum demersum*, *Callitriche cf. obtusangula*, *Elodea nuttallii* und Cladophorales non det. (fädige Grünalgen) vergleichbar hoch. Kaum angenommen werden *Myriophyllum spicatum*, *Sparganium emersum* und die submersen Blätter von *Nuphar lutea*. Die Unterschiede in der Nahrungspräferenz von Wasserpflanzenarten liegen zum einen im Blattaufbau, zum anderen in der chemischen Zusammensetzung. Sehr feste Pflanzenteile, die nicht einfach herausgebissen oder abgerissen werden können (z.B. *Sparganium emersum*), oder solche mit dünnen Blättern (z.B. *Potamogeton bertholdii*), die nur schwer aufnehmbar sind, bzw. die im Blattgerüst eingelagerten Gerbstoffen oder Kieselsäuren (*Myriophyllum spicatum*) werden als Nahrung gemieden. In wie weit auch das C/N-Verhältnis der Pflanzen, das für das Makrozoobenthos der wichtigste Faktor bei der Nahrungswahl von Blätter ist, auch für Fische von Bedeutung ist, ist unklar. Im Beobachtungszeitraum von 17 Tagen wird von den Rotfedern an Pflanzenbiomasse am meisten von *Elodea nuttallii* gefressen.

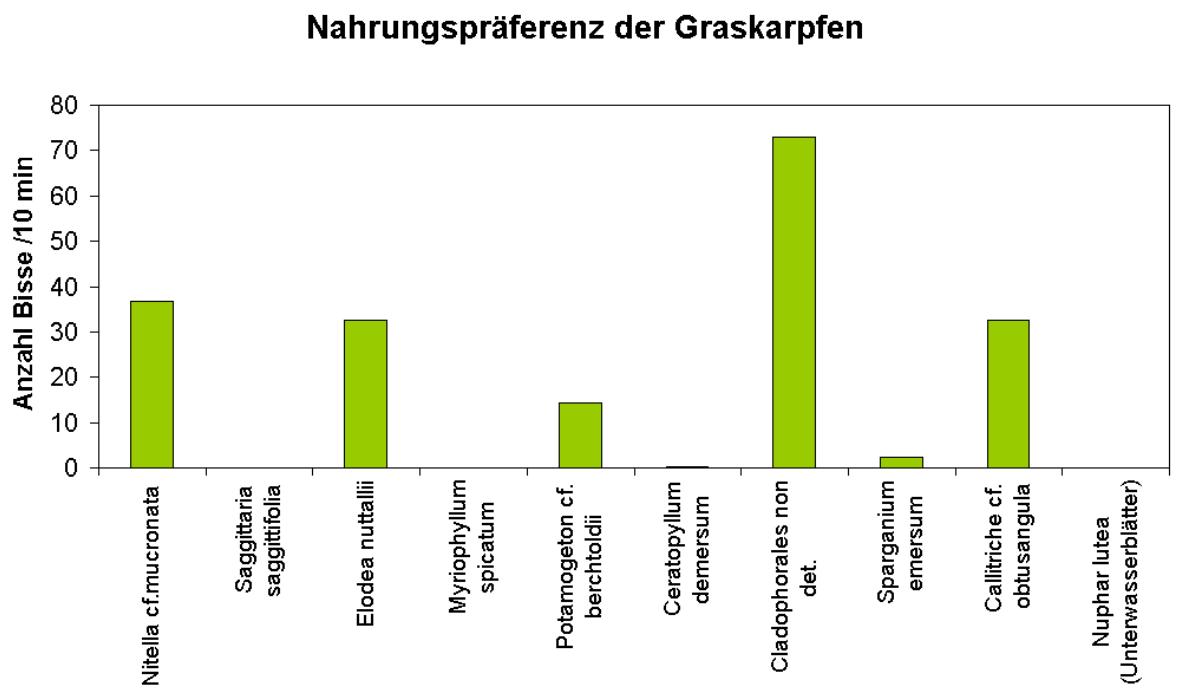


Abb. 7.10-3: Nahrungspräferenz (anhand von Bissfrequenz) von Graskarpfen bei gleichzeitig als Nahrung angebotenen Wasserpflanzenarten

Abb. 7.10-3 zeigt im Vergleich die Nahrungspräferenz von Graskarpfen. Wie auch Rotfedern nehmen Graskarpfen nicht jede Wasserpflanzenart wahllos als Nahrung an. Am stärksten präferiert werden fädige Grünalgen. Als Makrophyten fressen Graskarpfen *Elodea nuttallii*, *Nitella mucronata* und *Callitriche cf. obtusangula* in gleichem Maße, gemieden oder kaum gefressen werden *Ceratophyllum demersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Myriophyllum spicatum* und submerse Blätter von *Nuphar lutea*. Auch in STEFFENS (1981) wird *Nuphar lutea* als eine der wenigen Pflanzen angegeben, die von Graskarpfen nicht gefressen wird. Gemäß der in diesem Buch enthaltenen Liste werden jedoch *Sagittaria sagittifolia* und *Myriophyllum spicatum* als potenzielle Futterpflanzen für diese Fischart geführt.

Mit Ausnahme des Rauhen Hornblattes (*Ceratophyllum demersum*) und der Glanzleuchteralge (*Nitella mucronata*) ähneln sich somit die Nahrungspräferenzen von Rotfedern und Graskarpfen und sind somit auf die oben beschriebenen Ursachen einer Nahrungspräferenz zurückzuführen.

Der Vergleich der Fraßintensität beider Fischarten zeigt bei gleicher Wassertemperatur und vergleichbaren Fischgrößen eine vergleichbare Fraßintensität gegenüber *Elodea nuttallii*. Allerdings unterscheiden sich beide Fischarten durch die Art der Nahrungsaufnahme: Rotfedern fressen von *Elodea nuttallii* nur die Knospen und Blätter und lassen die Stängel übrig. Graskarpfen hingegen reißen Stängelteile ab oder nehmen treibende Pflanzen auf und fressen beides vollständig.

Fazit

Rotfedern nehmen *Elodea nuttallii* gerne als Nahrung an und sind auch in Makrophyten-Mischbeständen gut geeignet, diese Art zu reduzieren. Der *Elodea*-Raumkonkurrent *Nitella mucronata* wird dagegen kaum gefressen und sollte hierdurch indirekt gefördert werden.

Auch Graskarpfen fressen *Elodea nuttallii* gerne, allerdings fressen sie in vergleichbarem Maße auch *Nitella mucronata*. Bei 20 °C Wassertemperatur und gleicher Fischgröße bieten Graskarpfen somit keinen Vorteil für den Makrophytenfraß gegenüber Rotfedern.

Temperaturabhängigkeit der Nahrungsaufnahme

Zur Abschätzung, ob der Fraßdruck von Rotfedern aber auch der von Graskarpfen zu Beginn der Wachstumsperiode von *Elodea nuttallii* bereits von Bedeutung ist, wurde die Fraßaktivität dieser Fischarten in Abhängigkeit von der Wassertemperatur bestimmt.

Rotfedern: Fraßmenge Elodea

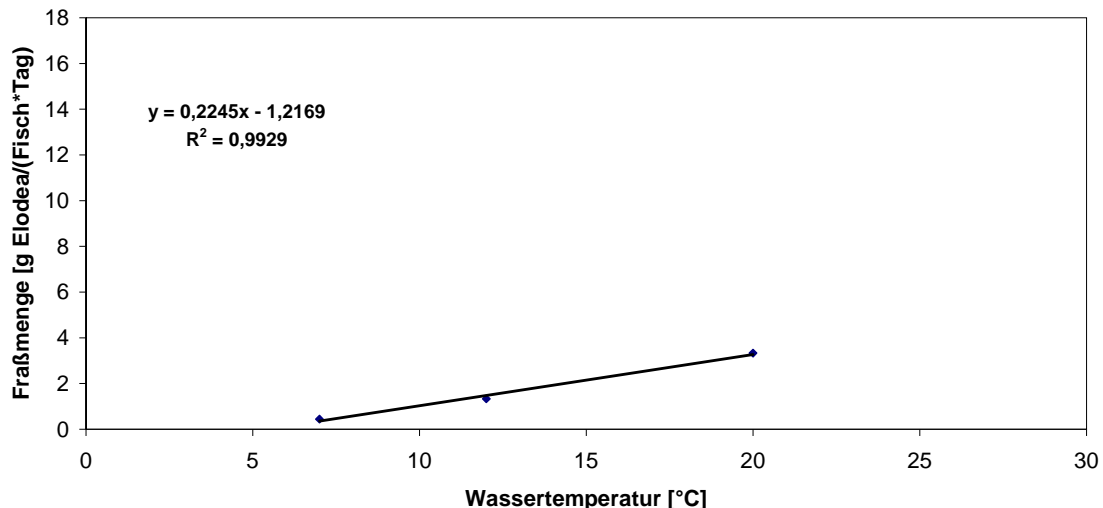


Abb. 7.10-4: Temperaturabhängigkeit der Nahrungsaufnahme (*Elodea nuttallii*) bei Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*)

Abb. 7.10-4 und 5 zeigen die ermittelten mittleren Fraßmengen von *Elodea nuttallii* pro Tier und Tag zwischen 7°C und 20 °C bzw. 26 °C. Dabei nimmt bei *Scardinius erythrophthalmus* die Aufnahme von *Elodea nuttallii* mit der Wassertemperatur linear zu. Eine Extrapolation der

Regressionsgeraden zeigt, dass Rotfedern bei 5,4 °C die Nahrungsaufnahme einstellen (\Rightarrow Nahrungsaufnahme [g Elodea/Fisch*Tag] = 0). Die Temperaturabhängigkeit der Nahrungsaufnahme von Tieren stellt sich in der Regel als Optimumkurve dar (BEGON et al. 1991).

Graskarpfen: Fraßmenge *Elodea nuttallii*

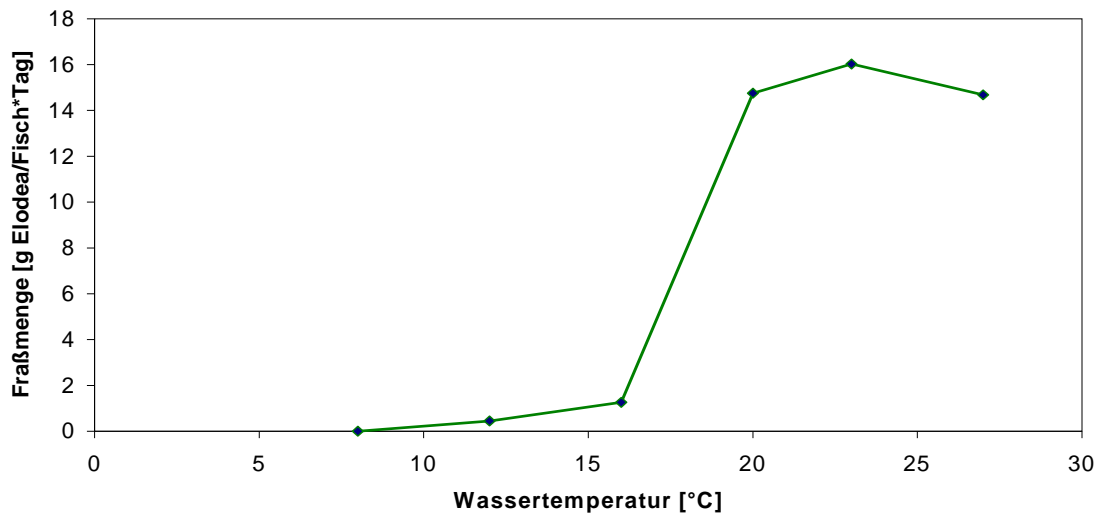


Abb. 7.10-5: Temperaturabhängigkeit der Nahrungsaufnahme (*Elodea nuttallii*) bei Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*)

Da die Ruhrstauseen auch in den Sommermonaten nie über längere Zeit höhere Tagesmittel-Temperaturen als 20 °C aufweisen und Rotfedern Bedingungen über 20 °C meiden, wurde auf die Ermittlung der Fraßmenge bei höheren Temperaturen verzichtet. Im Gegensatz zu Rotfedern haben Graskarpfen, die in gemäßigt warmen Flüssen Chinas beheimatet sind, ihr Temperatur-Optimum zwischen 25 °C und 30 °C. Bei ausschließlicher Ernährung mit *Elodea nuttallii* zeigen die Graskarpfen die größte Nahrungsaufnahme bei 23 °C.

Die ermittelten winterlichen Wassertemperatur, bei denen noch eine Nahrungsaufnahme stattfindet, zeigt, dass Rotfedern gerade zum Zeitpunkt des Austreibens der überwinterten braunen Pflanzenfragmente, bereits in der Lage sind, Nahrung aufzunehmen. Diese Fischart besitzt damit das Potenzial, gerade dieses anfängliche Wachstum durch Fraßdruck zu reduzieren. Graskarpfen nehmen dagegen erst ab einem Temperaturbereich zwischen 16 °C und 20 °C größere Mengen Wasserpflanzen auf. Diese Art ist somit nicht geeignet, die Anfangsphase des *Elodea*-Wachstums zu kontrollieren. Für die Kontrolle bereits entwickelter Massenbestände durch Herbivorie von Graskarpfen wären dann größere Stückzahlen notwendig, um die Biomasse durch Fraß zu reduzieren. Tabelle 7.10-2 stellt einen Vergleich der Fraßleistung von Rotfedern und Graskarpfen zusammen.

Tab. 7.10-2: Vergleich der Fraßleistung von Rotfedern und Graskarpfen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur.

Wasser- temperatur	Fraßleistung [g/Ind.*Tag]		Graskarpfen: Rotfeder
	Rotfeder	Graskarpfen	
7 °C	0,4	0	0,0
12 °C	1,3	0,5	0,3
16 °C	2,3	1,3	0,5
20 °C	3,3	14,8	4,4

Bei annähernd gleichgroßen Tieren fressen Graskarpfen bis 16 °C pro Tag nur halb soviel *Elodea nuttallii* wie die Rotfedern. Erst bei Temperaturen über 20 °C übersteigt die Fraßleistung dieser Art die der Rotfedern um das mehr als vierfache. Unter der Voraussetzung, dass eine signifikante Fraßleistung der Graskarpfen erst ab 18 °C einsetzt, sind dies Bedingungen, die im Durchschnitt während 90 Tagen im Jahr in der Ruhr (Station Hattingen, Zeitraum 2001 – 2006) herrschen. Bei diesem Vergleich beider Arten ist jedoch zu berücksichtigen, dass Graskarpfen eine hohe Zuwachsrates haben und sich damit ihre Fraßleistung entsprechend vergrößern.

7.10.2 Elodea als Nahrung von Makrozoobenthos

Vorversuche

In Vorversuchen wurde geprüft, welche der in der Literatur als Pflanzenfresser beschriebenen und in den Ruhrstauseen vorkommenden Arten des Makrozoobenthos *Elodea nuttallii* als Nahrung annehmen.

Tab. 7.10-3: Ergebnis der sechstägigen Vorversuche zum Fraß von Makrozoobenthos an *Elodea nuttallii*

Probe	Art	Anzahl Tiere	Anzahl Elodea	Fraß /Fraßspuren
1	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	5	10 Blätter	keine
2.1	<i>Lymnaea peregra</i> ¹ , klein	6	10 Blätter	gering
2.2	<i>Lymnaea peregra</i> ¹ , mittel	6	10 Blätter	gering
2.3	<i>Lymnaea peregra</i> ¹ , groß	8	10 Blätter	gering
3	<i>Gyraulus albus</i>	15	10 Blätter	keine
4	<i>Gammarus roeseli</i>	14	47 Blätter	Vollständiger Fraß aller Blätter

¹ = Aufgrund der Häufigkeit an Schnecken dieser Art wurde eine Aufteilung nach Größe durchgeführt

Die Tabelle 7.10-3 zeigt, dass die Schneckenarten der Ruhrstauseen entweder *Elodea nuttallii* gar nicht als Nahrung nutzen oder - im Fall der Art *Lymnaea peregra* - erst nach dreitägiger Exposition kleine Fraßspuren auf den Blättern hinterlassen (Abb. 7.10-6). Während *Lymnaea peregra* beim Abweiden des Aufwuchses auch Pflanzenmaterial vom Blatt mit aufnimmt, so dass Löcher auf der Fläche entstehen, frisst *Gammarus roeseli* die Blätter vom Rand ausgehend vollständig auf.



Abb. 7.10-6: Fraßspuren von *Lymnaea peregra* an Blättern von *Elodea nuttallii*

Resultat der Vorversuche ist, dass die in den Ruhrstauseen vorkommenden Schneckenarten als Fraßfeinde von *Elodea nuttallii* ohne Bedeutung sind. Jedoch zeigt *Gammarus roeseli*, der ernährungstypologisch gemäß COLLING & SCHMEDTJE 1996 nur zu 10 % als Weidegänger und zu 50 % als Zerkleinerer eingestuft wird, eine hohe Fraßaktivität auch bei noch lebendem Pflanzenmaterial. BELLMANN (1989) und LUDWIG (1989) (beide zitiert in COLLING & SCHMEDTJE 1996) geben an, dass *Gammarus roeseli* sich von pflanzlichem Detritus, wie z.B. Falllaub und verwesendem Pflanzenmaterial, ernährt, nur SCHMEDTJE & KOHMANN (1992) geben an, dass *Gammarus roeseli* auch lebendes Pflanzenmaterial frisst, was mit dem vorliegenden Fütterungsversuch mit *Elodea nuttallii* bestätigt wird.

Nahrungspräferenz bei *Gammarus roeseli*

Gammarus roeseli wurde als Amphipodenart ausgewählt, da sie die Flohkrebsart der Flüsse ist und bezüglich Sauerstoffbedarf und Temperaturansprüchen auch die Bedingungen der Ruhrstauseen erträgt. Sie ist damit die potenzielle Amphipodenart der Flusstauseen. In dem Versuch zur Nahrungspräferenz von *Gammarus roeseli* (Abb. 7.10-7) zeigte sich, dass diese Art alle angebotenen Pflanzenarten als Nahrung nutzt.

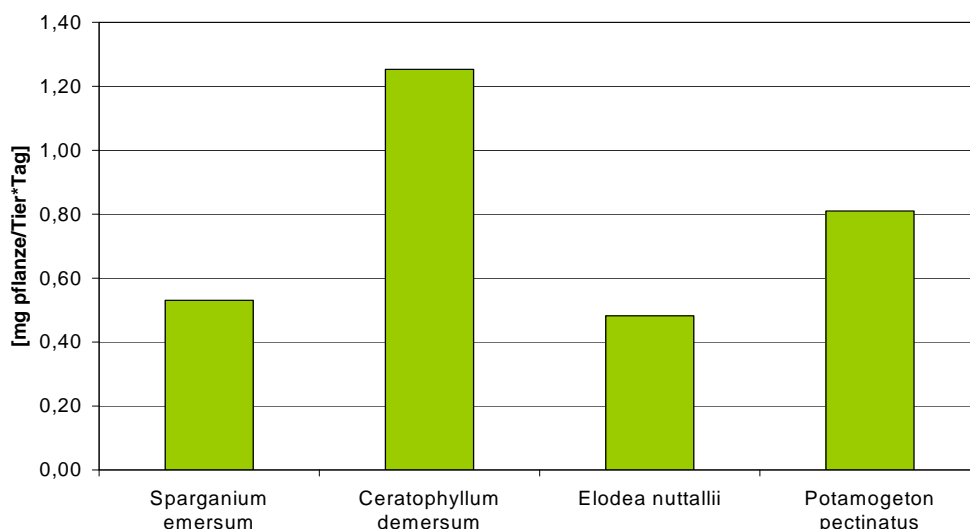


Abb. 7.10-7: Nahrungspräferenz von *Gammarus roeseli*: Aufgenommene Pflanzenbiomasse pro Tier und Tag bei gleichzeitigem Angebot von *Sparganium emersum*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea nuttallii* und *Potamogeton pectinatus*.

Diese Art präferiert jedoch in einem Mischbestand *Ceratophyllum demersum* und nimmt in gleicher Zeit von dieser Makrophytenart etwa doppelt soviel Biomasse auf wie von *Elodea nuttallii*

Vergleich der Fraßmengen bei verschiedenen Amphipoden- Arten

In der Ruhr konnten bis jetzt 7 verschiedene Amphipoden- Arten nachgewiesen werden:

- *Gammarus fossarum*
- *Gammarus pulex*
- *Gammarus roeseli*
- *Gammarus tigrinus*
- *Corophium curvispinum*
- *Echinogammarus berilloni*
- *Dikerogammarus villosus*

Während die ersten drei *Gammarus*- Arten heimisch sind, zählen die letzteren vier Amphipoden- Arten zu den Neozoen, die wahrscheinlich über den Rhein eingewandert sind. Unklar ist der Besiedlungspfad von *Echinogammarus berilloni* im Einzugsgebiet der Ruhr. Diese Art wurde erstmals in den 70er Jahren im Westerbach oberhalb der Möhnetalsperre nachgewiesen und hat sich von dort ausgehend über die Möhne im unterhalb liegenden Ruhreinzugsgebiet verbreitet.

Für den Versuch zur Bestimmung der Fraßmenge an *Elodea nuttallii* wurden vier Amphipoden- Arten ausgewählt (*Gammarus roeseli*, *Gammarus tigrinus*, *Echinogammarus berilloni* und *Dikerogammarus villosus*; Abb.7.10-8 a bis d)



Abb.7.10-8: a: *Gammarus roeseli*; b: *Gammarus tigrinus*; c: *Dikerogammarus villosus*; d: *Echinogammarus berilloni*

Auf *Corophium curvispinum* wurde verzichtet, da diese Art als Filtrierer nicht als Fraßfeind von *Elodea nuttallii* in Frage kommt. *Gammarus fossarum* kommt als Art der Oberläufe auf Grund seiner Ansprüche an Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt nicht in den Ruhrstauseen vor. *Gammarus pulex* wird in den Ruhrstauseen vereinzelt nachgewiesen, wird jedoch aktuell noch stärker als *Gammarus roeseli* von *Dikerogammarus villosus* verdrängt. *Gammarus tigrinus* kommt in den Ruhrstauseen selber nicht vor jedoch in den unterhalb gelegenen Ruhrabschnitten und ist damit ein potenzieller Besiedler auch der Ruhrstauseen.

Fütterungsversuche an Gammariden

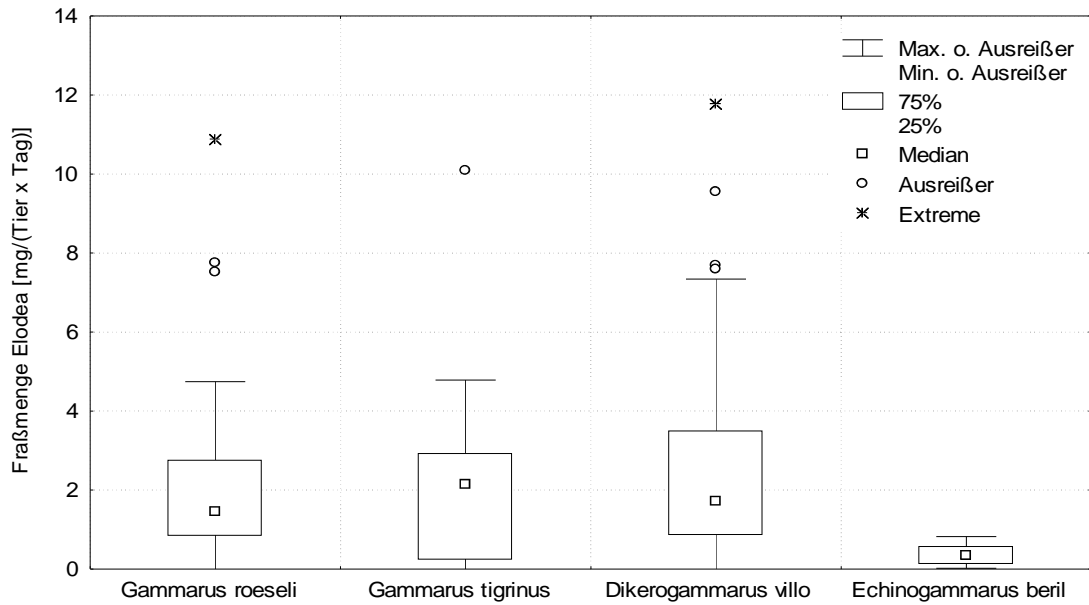


Abb. 7.10-9: Spezifische Fraßmenge von *Elodea nuttallii* bei *Gammarus roeseli*, *Gammarus tigrinus*, *Dikerogammarus villosus* und *Echinogammarus berilloni*. (Darstellung als Box-Whisker-Plot)

Die Fraßmengen der Amphipodenarten *Gammarus roeseli*, *Gammarus tigrinus* und *Dikerogammarus villosus* liegen in ihren Mittelwerten zwischen 2,08 und 2,58 mg *Elodea nuttallii* je Tier und Tag. Die Unterschiede zwischen den drei Arten sind nicht signifikant (Tab. 7.10-4). Nur die Art *Echinogammarus berilloni* unterscheidet sich bedingt signifikant bzw. hoch signifikant in ihrer Fraßleistung von den anderen drei Arten mit im Mittel nur 0,37 mg *Elodea nuttallii* je Tier und Tag.

Tab. 7.10-4: Statistischer Vergleich der Fraßmengen von *Elodea nuttallii* bei *Gammarus roeseli*, *Gammarus tigrinus*, *Dikerogammarus villosus* und *Echinogammarus berilloni*.

	<i>Gammarus roeseli</i>	<i>Gammarus tigrinus</i>	<i>Dikerogammarus villosus</i>	<i>Echinogammarus berilloni</i>
<i>Gammarus roeseli</i>				
<i>Gammarus tigrinus</i>	0,956			
<i>Dikerogammarus villosus</i>	0,322	0,645		
<i>Echinogammarus berilloni</i>	0,001	0,083	0,002	

Damit sind die beiden getesteten *Gammarus*- Arten und *Dikerogammarus villosus* gleichermaßen in der Lage, einen Fraßdruck auf *Elodea nuttallii* auszuüben. *Echinogammarus berilloni* ist dagegen als Fraßfeind zu vernachlässigen. *Gammarus tigrinus* gilt als omnivor und ernährt sich von anderen Invertebraten, Algen, höheren Pflanzen und Detritus (TITTIZER 1996). In der Literatur ist über die Ernährung von *Echinogammarus berilloni* nichts beschrieben (COLLING & SCHMEDTJE 1998), *Dikerogammarus villosus* wird in

seiner Ernährung als unspezifisch, jedoch mit einem hohen Anteil tierischer Nahrung eingestuft. Seine Einwanderung in das Rhein-Einzugsgebiet gilt auf Grund seiner räuberischen Ernährung als Ursache für den Rückgang von *Gammarus roeseli* (HIRT & SCHÖDEL 2005). Wie die vorliegenden Ergebnisse zeigen, ist er aber auch in der Lage, vergleichbar den anderen *Gammarus*- Arten, Pflanzenmaterial als Nahrung zu nutzen.

7.11 Experimente zur Erhöhung der Trübung

Im Jahr 2004 wurde der Harkortsee mit Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio*) besetzt. Diese wirbeln durch ihre gründelnde Ernährungsweise das Sediment auf. Hierdurch sollte der Lichteinfall am Gewässergrund reduziert werden, um das *Elodea*-Wachstum von Beginn der Vegetationsperiode an einzuschränken. In der Zeit zwischen April und Ende Juni treiben Knospen aus den überwinterten Fragmenten aus und wachsen anfangs, auf Grund der noch geringen Wassertemperaturen, nur langsam in die Höhe. In dieser Startphase des Jahreszyklus sollte eine Lichtlimitierung verzögernde, wenn nicht sogar schädigende Wirkung haben.

Im Jahr 2005 war der Harkortsee in weiten Bereichen von Makrophytenbeständen bedeckt, 2006 fehlten diese fast vollständig. Ein Ansatz, um die Effekte des Karpfenbesatz zu prüfen, ist in Abb. 7.11-1 dargestellt. Diese zeigt die den Gewässergrund erreichende prozentuale Lichtintensität des eingestrahelten Lichts.

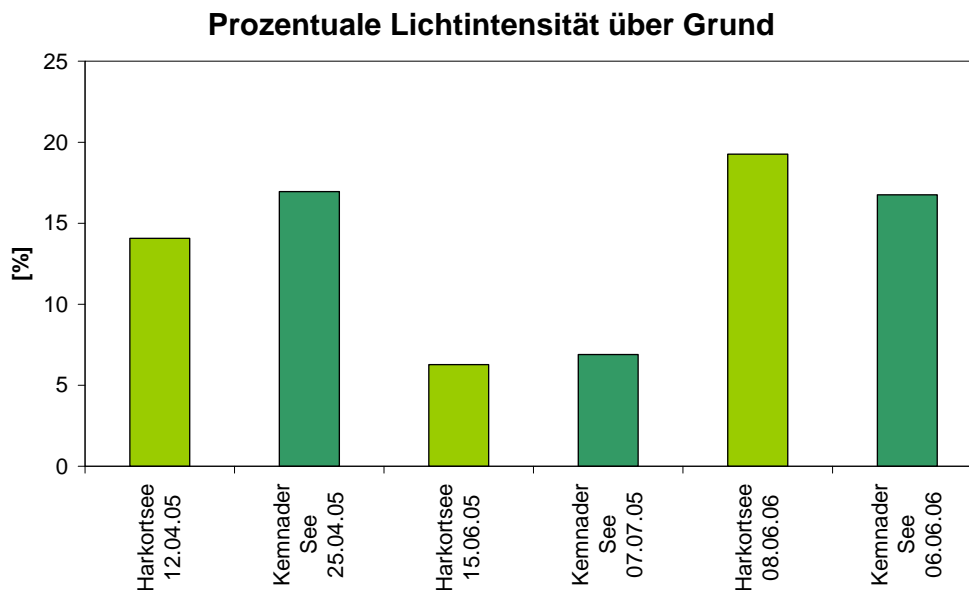


Abb. 7.11-1: Mittelwerte des prozentualen Anteils des eingestrahelten Lichtes über Grund im Vergleich Harkortsee mit Kemnader See in der Startphase der Vegetationsperioden 2005 und 2006.

Erkennbar ist, dass zwischen beiden Seen keine deutlichen Unterschiede zwischen den Lichtmengen angezeigt werden. Sollte das Gründeln der Karpfen zu einer Trübung des Harkortsees führen, müsste in diesem Fall die Lichtmenge, die den Grund erreicht, hier deutlich geringer sein als im Kemnader See. Ein solcher Unterschied ist in den beiden Jahren nach dem Besatz nicht erkennbar.

Die Unterschiede zwischen den Werten für April und Juni 2005, die sich an beiden Seen ergeben, sind nicht durch Fische bedingt, sondern spiegeln die zunehmende Trübung durch Phytoplanktonentwicklung wider.

Dass ein Effekt einer verstärkten Trübung durch die gründelnden Schuppenkarpfen nicht deutlich wird, ist möglicherweise auf die herrschenden Wassertemperaturen zurückzuführen. Als wechselwarme Tiere sind Stoffwechsel und Bewegungsaktivität bei Fischen bei niedrigen Temperaturen reduziert. Karpfen überwintern bei Temperaturen unter 10°C fast bewegungslos auf dem Seegrund. Auch bei Temperaturen zwischen 10 °C und 12 °C, wie sie 2005 und 2006 im Zeitraum zwischen April und Juni herrschten, ist die Bewegungsaktivität gering. Somit führte zu dieser Zeit die Nahrungsaufnahme noch nicht zu dem erwünschten Effekt der Trübung.

Im Jahr 2006, als die Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* ausblieb, zeigte sich im Sommer im Harkortsee eine höhere Trübung als im Kemnader See. Ursache war möglicherweise ein verstärktes Gründeln der Schuppenkarpfen, da die Wassertemperaturen mit 20 – 30°C hoch genug waren. Ebenfalls wirksam ist jedoch auch die Planktonentwicklung in den Stauseen. Im Mittel sind die Aufenthaltszeiten von Harkortsee und Kemnader See mit ca. 0,5 Tagen bei Mittelwasser vergleichbar. Unter Berücksichtigung der langjährigen Untersuchungsergebnisse zu den Phytoplanktondichten der Flusstauseen ist jedoch im Sommer im Kemnader See mit einer höheren Trübung zu rechnen. Die verstärkte Trübung im Sommer 2006 könnte möglicherweise durch das Gründeln der Schuppenkarpfen hervorgerufen worden sein.

Grundsätzlich ist jedoch anzumerken, dass für eine erfolgreiche Biomanipulation von Makrophytenbeständen durch gründelnde Fischarten bereits zum Anfang des Jahres höhere Wassertemperaturen notwendig wären. Nur das stellt in Aussicht, dass die Fraßaktivität der Schuppenkarpfen vor dem Wachstum von *Elodea nuttallii* einsetzt. Dies war weder 2005 noch 2006 gegeben.

Im Untersuchungsjahr 2007 kam es durch eine ausgedehnte Schönwetterperiode im April zu schnell ansteigenden Wassertemperaturen. Zudem gab es in diesem Jahr im Harkortsee ein auffällig schwaches, gedrungenes Wachstum von *Elodea nuttallii*. Als eine mögliche Ursache wurde ebenfalls die Aktivität der Schuppenkarpfen in Betracht gezogen. Da keine weiteren Messungen der Lichtintensität in den Stauseen vorgenommen worden sind, wurden hierfür die Daten der unterhalb des Harkortsees gelegenen Messstation Wetter herangezogen. Aufgrund der moderaten Wassertemperaturen und der geringen Abflussschwankungen während einer ausgedehnten Trockenperiode im April 2007, erschien dieser Zeitraum für einen Nachweis am günstigsten. So ist die Aktivität der Schuppenkarpfen abhängig von der Wassertemperatur, einen weiteren Einfluss haben aber auch im Gewässer vorhandene Strukturen. Ist der Seegrund sehr offen und ohne Versteckmöglichkeiten, findet die Hauptfraßaktivität der Tiere nachts statt, um möglichen Fraßfeinde zu entgehen. Bei strukturell vielfältigeren Gewässern mit Versteckmöglichkeiten, z.B. „optischen Schutzräumen“ wie Makrophyten, fressen die Tiere auch tagsüber. Da der betrachtete Zeitraum nicht in der Vegetationsperiode liegt, wurde eine Nachtaktivität der Schuppenkarpfen angenommen.

Die folgende Abb. 7.11-2 der bereinigten Daten (die Daten des Zeitraums vom 12.04 bis 18.04 konnten wegen eines Ausfalls der Pumpe nicht verwendet werden) zeigen für jede Stunde des Tages den Mittelwert aller Stundenmittelwerte auf. Die geringen Schwankungen und auch die ermittelten Standardabweichungen von 0,6 bis 1,3 FNU weisen nicht auf eine trübungsrelevante Aktivität hin.

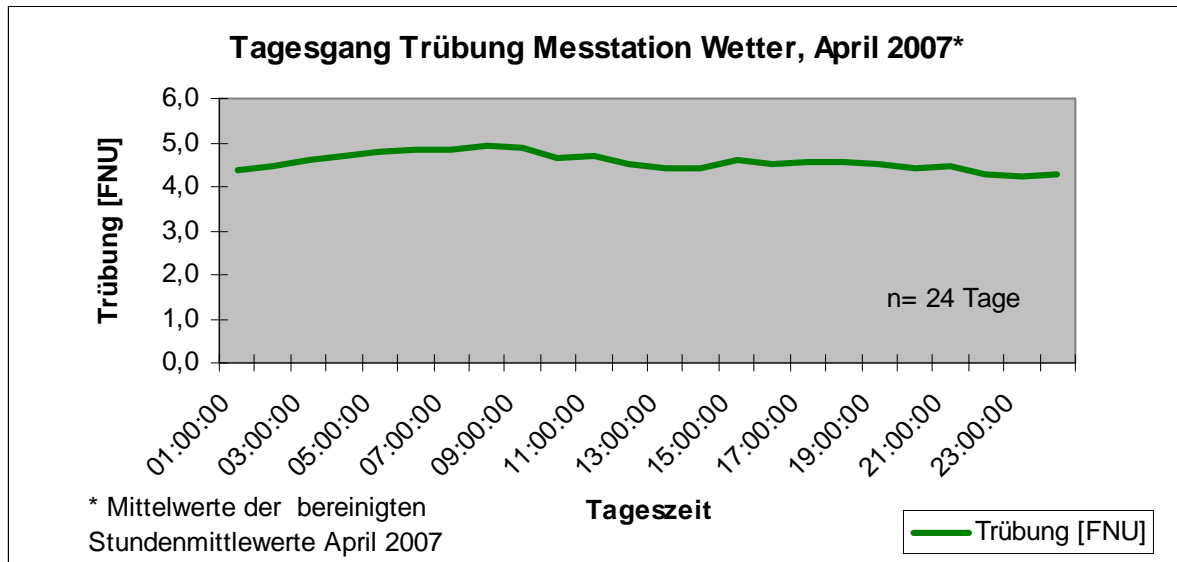


Abb. 7.11-2: Messstation Wetter, Trübungsdaten - Mittelwerte der Stundenmittelwerte

Eine weitere Ursache für den erfolglosen Nachweis könnte in der besonderen Situation der Flusstauseen liegen. Die durch das Gründeln hervorgerufene Trübung ist ein erwiesener Effekt in stehenden Gewässern. In durchflossenen Systemen, wie den Ruhrstauseen, ist diese Trübung möglicherweise nur lokal wirksam, da sich hier nicht im vergleichbaren Maße Feinsedimente auf dem Grund akkumulieren, sondern über die Strömung abtransportiert werden. Etwas gröbere Substrate, wie z.B. Feinsande, die durch gründelnde Fische aufgewirbelt werden, bleiben aber nicht so lange in Schwebelage und sedimentieren schnell ohne das Wasser nachhaltig zu trüben.

Für einen Nachweis der Aktivität von Schuppenkarpfen müssten weitere Untersuchungen erfolgen. Hier wären z.B. Unterwasseraufnahmen in Netzgehegen denkbar. Des Weiteren wäre eine Untersuchung der Besatzdichte durch Wiederfang bzw. eine Auswertung von Fangdaten der Anglervereine sinnvoll. Dies konnte im zeitlich begrenzten Rahmen des Projektes nicht mehr durchgeführt werden.

Fazit

Die trübungsfördernde Wirkung von Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio*) für den Harkortsee ist nicht nachzuweisen. Eine lokale Wirkung der von Schuppenkarpfen hervorgerufenen Trübung ist jedoch nicht grundsätzlich auszuschließen.

7.12 Mahd der Ruhrstauseen und Mahd in Testfeldern

7.12.1 Mahd der Ruhrstauseen

Mahd und Entnahme von Makrophyten sind weit verbreitete Mittel zu deren Reduktion im Rahmen der Gewässerunterhaltung. Die Arbeit im Wasser kann aber aus verschiedenen Gründen nicht mit der an Land verglichen werden. Vor allem - und das gilt für alle in diesem Forschungsprojekt eingesetzten Geräte - ist sie wesentlich zeit- und materialaufwändiger: Im Medium Wasser herrschen kaum überschaubare schwierigere Arbeitsbedingungen, so dass die Erfolge in ihrer Effektivität kaum zu kontrollieren sind. Des Weiteren gelten für die Ruhrstauseen, im Gegensatz zu Standgewässern, noch weitere erschwerende Randbedingungen, wie z.B. der Einfluss der Witterung mit den daraus resultierenden wechselnden Abfluss- und Strömungsverhältnissen.

Mäh- und Sammelschiff

Die Tab. 7.12-1 gibt die Einsatzzeiten sowie die entnommenen Makrophytenmengen in Volumen und Gewicht wieder. Diese Tabelle kann erste Hinweise zur Einschätzung der „Leistung“ geben und damit eine Bewertung des Einsatzes von Mäh-sammelschiffen bieten. Die dort genannten Volumina – bzw. Gewichte sind hochgerechnete Näherungswerte, die von der Befüllung der Container (Ausnutzung des Volumens, Abwurfhöhe Förderbestand/Bagger, Nachverdichtung, Wassergehalt des Mähgutes), der Verweildauer des Mähgutes im Container (Reduzierung des Wassergehaltes) und anderen Einflüssen, z.B. der Witterung abhängig sind.

Tab. 7.12-1:Übersicht über erfolgte Mahd auf Hengstey-, Harkort und Kemnader See, 2004-2007

	Mähschiffeinsatz Zeitraum (Datum)	Mähtage	Volumen [m ³]	Gewicht [t]	eingesetztes Mähschiff
Hengsteysee					
2004	04.06. - 22.07	17	780	195	RV "Manati"
2005	-	-	-	-	-
2006	-	-	-	-	-
Harkortsee					
2004	24.08. - 28.09.	23	1740	435	RV "Manati"
2005	11.07. - 29.11.	32	1155	302	Mietschiff "Berky"
2006	-	-	-	-	-
Kemnader See					
2004	28.07. - 20.08	18	1520	274	RV "Manati"
2005	27.06. - 17.10.	55	4420	848	RV "Manati"
2006	-	-	-	-	-
2007	05.06 – 18.10	33	2340	421	RV "Manati"

Gemäht wurde jeweils in der Vegetationsperiode im Hengsteysee nur 2004, im Harkortsee 2004 und 2005 und im Kemnader See 2004, 2005 und 2007. Im Jahr 2006 war in allen Seen eine Mahd nicht notwendig (Kap. 7.4). Im Mahdzeitraum 2007 wurden im Kemnader See deutlich geringere Makrophytenmengen durch das Mäh-Sammelschiff entnommen als in dem ähnlichen Zeitfenster 2005. Dies ist u.a. auch auf die länger anhaltenden und für solche

Arbeiten ungünstigen Abflussverhältnisse in der Ruhr im Jahr 2007 zurückzuführen (siehe Kap. 7.1).

Weitere Faktoren beeinflussen mehr oder minder stark den Erfolg des Mäheinsatzes:

- Standorte der zu mähenden Makrophyten (weit verstreut oder zusammenhängend), großflächige oder punktuelle Vorkommen
- Dichte der Makrophyten im Wasserkörper
- Entsorgung des Mähgutes zur Deponie
- Anzahl der eingesetzten Schiffe in Abhängigkeit von der Größe der bewachsenen Flächen und des angestrebten Zieles (z.B. schnelles Entkrauten großer Flächen)
- Einsatzdauer der Schiffe (Ein-/ Mehrschichtbetrieb, 5 bzw. 7 Tage-Woche)
- Einsatzfähigkeit/Robustheit der Schiffe (Ausfallzeiten durch Wartung und Reparatur)
- Einsatz der Schiffe zum Zwecke des Mähens und nicht als Transporter, abhängig von den Entlademöglichkeiten und der Länge der Anfahrtstrecken dorthin

Aus Sicherheitsgründen und aufgrund der hervorgerufenen Trübung kann die Arbeitsweise nicht während der Maßnahme, z.B. durch Taucher, dokumentiert werden. Weitere Erkenntnisse, die sich aus den Betauchungen ca. 1 Stunde nach einer Mahd auf den Testfeldern ergaben, sind:

- die Bestände werden z.T. nur niedergelegt und nicht abgemäht und stellen sich nach kurzer Zeit wieder auf.
- Die Pflanzen liegen aufgrund von lokal höheren Strömungsgeschwindigkeiten oder höheren Abflusswerten auf dem Boden. Die Arbeitsrichtung muss in solchen durchflossenen Gewässern mit berücksichtigt werden.
- die Fahrgeschwindigkeit des Mähbootes entscheidet über die Effektivität der Maßnahme
- Trotz der GPS-gesteuerten Navigation, bleiben immer wieder schmale Streifen von den Makrophytenbeständen ungemäht

Mähaktivitäten sind durch die vielen Einflussfaktoren nicht einheitlich zu berechnen und zu bewerten. Die Ermittlung einer spezifischen Mähleistung (z. B. m^3/m^2 oder m^3/d), selbst für ein einzelnes Gewässer, ist daher nur näherungsweise möglich. Weitere Einschränkungen bezüglich der Effektivität der Maßnahme ergaben die Untersuchungen auf den Testfeldern im Jahr 2007. Diese werden im Kapitel 7.12.2 diskutiert.

Mähboot

Die kleinen Mähboote erweisen sich als gut geeignet für Uferbereiche, schmale Fluss-/ Bachläufe, in kleinen Hafenbecken und zwischen Steganlagen. Für den Großeinsatz auf den

Stauseen sind die vom Ruhrverband gemieteten Mähboote jedoch nicht geeignet, da die Mähbalken nicht ausreichend tief abgesenkt werden konnten und Einrichtungen zum Auffangen des Mähgutes fehlten. Damit ist ein effizientes Mähen auf den großflächig mit Makrophyten bestandenen Gewässern nicht möglich.

Schleppsensenboot

Im Mai 2005 wurde am Kemnader See ein gemietetes Boot mit Bootsführer eingesetzt. Die Fahrten erbrachten jedoch nur unbefriedigende Ergebnisse, da die Pflanzenhöhe zu diesem Zeitpunkt bei 10 – 25 cm lag. Die Pflanzen wurden bei der Aktion kaum geschädigt und nicht in effektiven Mengen ausgerissen bzw. abgeschnitten. Die so bearbeiteten Flächen wiesen später im Jahr keine schwächere Makrophytenmassenentwicklung auf. Nach Aussage des Bootsführers werden mit der Methode die besten Erfolge bei einer Pflanzenhöhe von ca. 50 cm erzielt.

Neben dem richtigen Zeitpunkt zum Einsatz der Schleppsense bleiben auch die Probleme des Abtreibens/Einsammelns des Mähgutes zu berücksichtigen. Zudem verhakt sich die Sense öfter im Untergrund. Daraus resultierte die Entscheidung, von einem weiteren Einsatz eines Schleppsensenboot auf dem Kemnader See abzusehen.

7.12.2 Mahd in Testfeldern

2007 wurden im Kemnader See in abgesteckten Testfeldern Mahdversuche durchgeführt, um festzustellen, welche Auswirkungen verschiedene Mahdregime auf Massenbestände von *Elodea nuttallii* haben. Zur Prüfung der Effekte der am 31.05, 02.07 und 07.09.2007 durchgeführten Maßnahmen wurden begleitende Tauchuntersuchungen und Messungen der Längen und Verzweigungen der Pflanzen in den einzelnen Feldern vorgenommen. Die Abb. 7.12-1 zeigt für jedes der sechs Felder in zeitlicher Abfolge die jeweilige Maßnahme und die Ergebnisse der Tauchkartierungen. Der Vergleich der mittleren Längen von *Elodea nuttallii* - jeweils vor und nach der Maßnahme - deuten an, dass die Maßnahmen, egal ob Mahd oder Schleppsense, die Bestände nur in eingeschränktem Maße und auch nicht gleichmäßig reduzieren können. Zum Beispiel wurden die Längen (gemittelte Werte) beim dritten Versuchsdurchgang in Feld 2 um 0,35 m, in Feld 4 jedoch um 0,85 m gekürzt. Dies ist durch die schon in Kap. 7.12.1 aufgezählten Einschränkungen bei Anwendung dieser Methode bedingt.

Deutlich wird in Abb. 7.12-1 auch, dass in bearbeiteten Flächen bis zur nächsten Maßnahme die Pflanzenlängen der Referenzfelder wieder erreicht werden – die Maßnahme also keine bleibenden Erfolge liefert. Die Aussage aus den Wachstumsversuchen, die in diesem Projekt durchgeführt wurden (siehe Kap. 7.7), wird hierdurch bestätigt. Bei dem Wachstumsexperiment wurde ein relatives Längenwachstum zwischen 13 und 43 % pro Woche festgestellt; somit wird in der Regel die durch Maßnahmen reduzierte Länge von *Elodea nuttallii* sehr schnell wieder aufgebaut. Auch eine mehrmalige Mahd wirkte nicht einschränkend auf das Wachstum der Pflanzen. Die von MADSEN im Jahr 2000 veröffentlichten Aussage, dass eine 2-3-fache Ernte von *Potamogeton pectinatus* bei dieser Art eine Verlangsamung bis zum völligem Einstellen des Wachstums bewirkt, kann für *Elodea nuttallii* in den Ruhrstauseen nicht bestätigt werden.

Maßnahmen und Ergebnisse der begleitende Tauchuntersuchungen der Testfelder, Kemnader See 2007

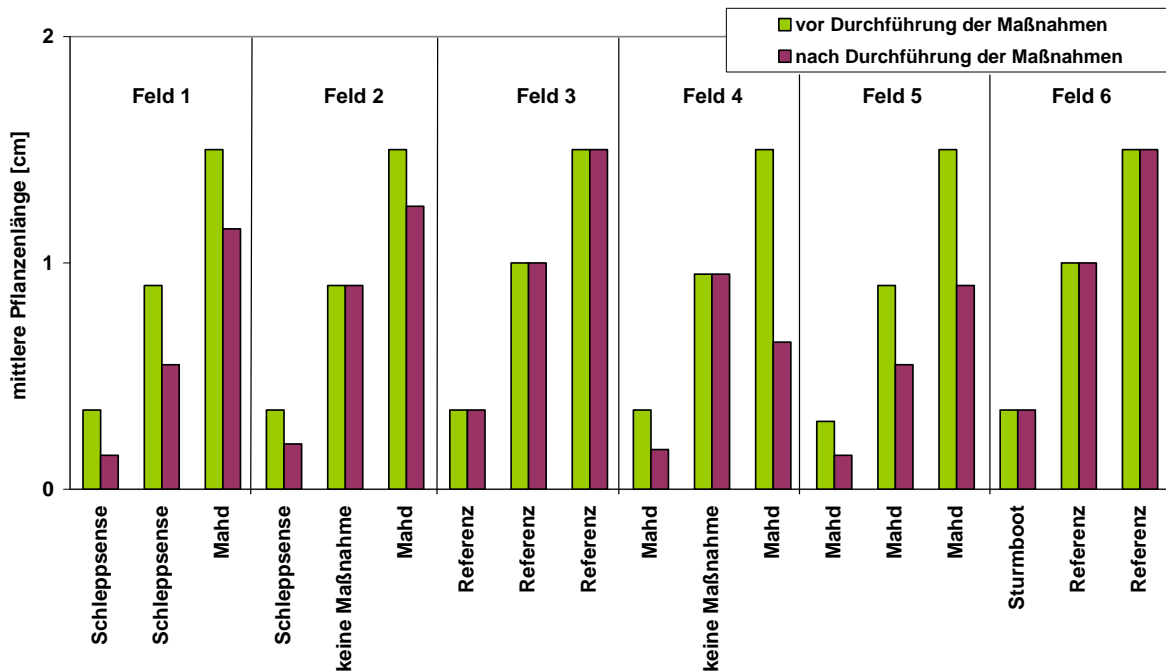


Abb. 7.12-1: Ergebnisse der begleitenden Tauchuntersuchungen zu den verschiedenen Maßnahmen in den Testfeldern - mittlere Pflanzenlänge in zeitlicher Abfolge je Testfeld

Verzweigungsgrad 2007

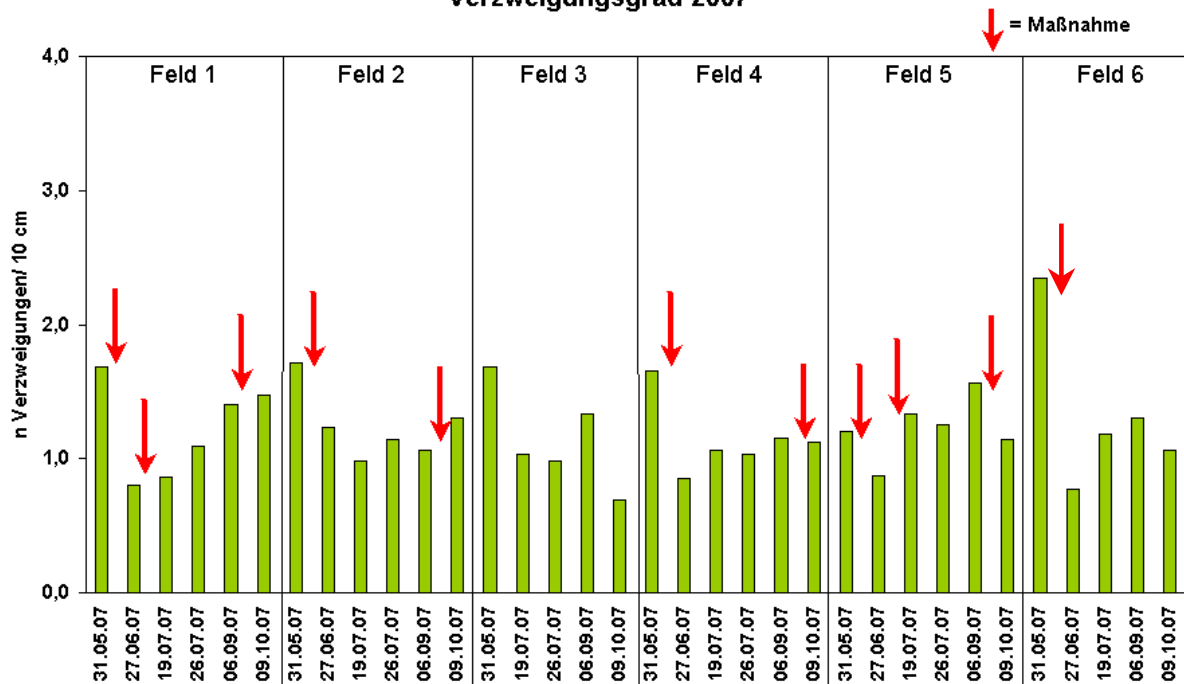


Abb. 7.12-2: Verzweigungen/10 cm bei *Elodea nuttallii* in den Testfeldern Kemnader See, 2007. Die roten Pfeile markieren die Zeitpunkte der durchgeführten Maßnahmen

Eine unterschiedliche Wirkung von Schleppsense und Mäh-Sammelschiffen kann den Daten nicht entnommen werden. Schleppsensen schneiden meist auch nur die Pflanzen ab, allenfalls lokal wird das Sediment aufgewühlt und die Makrophyten losgerissen (mündl. Mittlg. v.d. Weyer). Ein früherer Einsatz im Jahr von Schleppsensen oder Mäh-Sammelschiffen ist vermutlich auch nicht effektiver, da in diesem Stadium die *Elodea*-Pflanzen meist nicht aufrecht wachsen sondern auf dem Gewässergrund liegen und somit von den Geräten nicht erfasst werden.

Maßnahmen können neben dem erwünschten Erfolg auch negative Auswirkungen haben. So stellt sich u.a. die Frage, ob eine Mahd möglicherweise auch kontraproduktiv wirken könnte, indem besonders dicht Bestände entstehen. Daher wurde mit den Daten der Längen und Verzweigungen der Verzweigungsgrad/10cm Pflanzen berechnet. Deutlich wird in der Abb. 7.12-2, dass der Verzweigungsgrad durch das enorme Längenwachstum erst im Juni vermindert wird. Die später im Jahr ermittelten Werte variieren so stark, dass keine Tendenz oder klare Unterscheidung der Wirkung der verschiedenen Mahdregime erkennbar ist. Um eine mögliche Tendenz herauszufiltern, wurde die Entwicklung von Messung zu Messung betrachtet. Die berechnete Differenz wäre bei steigender Verzweigung positiv. Wie in Abb. 12.2-3 deutlich wird, schwanken auch diese Werte zwischen -1,5 und +2, dies gilt sowohl für die nicht gemähten Referenzfelder als auch für die verschiedenen Testfelder. Daraus ist der Schluss zu ziehen, dass die intra- und interspezifische Konkurrenz von *Elodea nuttallii* um Raum und Licht so groß ist, dass hierdurch mögliche negative Effekte der Maßnahmen überdeckt werden und keine höheren Dichten der Bestände durch Mahd entstehen.

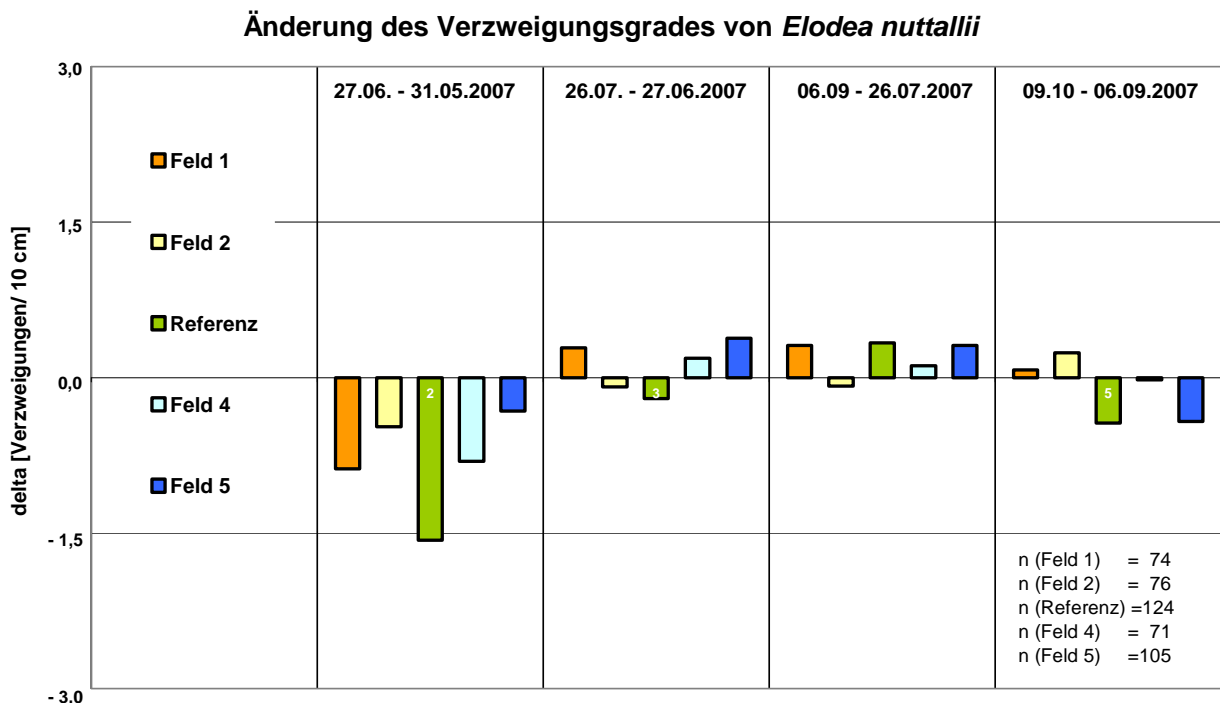


Abb. 7.12-3: Änderung des Verzweigungsgrades von *Elodea nuttallii* in den Testfeldern des Kemnader See, 2007

Eine Wirksamkeit des Sturmbootes, in der getesteten Bauweise, ist nicht nachzuweisen. Das Feld 6 wies nach der Maßnahme die gleichen mittleren Längen der Makrophyten auf (Abb. 7.12-1) und es waren keine Schädigung der Pflanzen sichtbar. Die Unwirksamkeit der Methode ist hier auf einen zu große Abstand zwischen der die Turbulenz erzeugenden Schraube und den Pflanzen zurückzuführen. Möglicherweise wäre die Wirkung jedoch durch eine Umbaumaßnahme am Boot zu erhöhen, wenn auch in größeren Wassertiefen eine wirksame Strömung erzeugt werden konnte.

Fazit

Die Maßnahmen mit Mahd und Schleppsense zeigen nur eine kurzfristige Wirkung und werden durch das enorme Längenwachstum von *Eloдея nuttallii* sehr schnell wieder ausgeglichen. Die Mahd verursacht jedoch auch keine stärkere Verzweigung der Pflanzen als in unbehandelten Beständen, sondern die Zunahme der Verzweigungen im Laufe der Vegetationsperiode entspricht dem arttypischen Wachstumsverlauf. Damit kann zumindest eine kontraproduktive Wirkung der Mahd, die zu einer Erhöhung der Biomasse im Vergleich zu ungemähten Beständen ausgeschlossen werden.

7.13 Kompostierung

Massen und Volumina

Die Massenbilanzen für die Versuche 1 und 2 (vgl. Kap. 6.13) zeigen deutlich unterschiedliche Abbauverhalten der beiden Versuche (Abb. 7.13-1 – Abb. 7.13-3 sowie Tab. 7.13-1):

- Der Rotteverlust in Versuch 1 war etwa doppelt so groß wie in Versuch 2.
- Demgegenüber waren die Masse und auch der Massenanteil (Abb. 7.13-1) des zu entsorgenden Unterkorns in Versuch 2 deutlich geringer als in Versuch 1.

Die Ursachen hierfür liegen darin, dass das in Versuch 1 neu eingesetzte Strukturmaterial noch erhebliche Feinkornanteile beinhaltete. Diese Anteile wiesen zudem eine nennenswerte biologische Aktivität auf. Das Strukturmaterial war insofern nicht in dem Maße biologisch inaktiv, wie es ursprünglich vorgesehen war. Die Folge war, dass zum einen erheblich mehr organische Substanz abgebaut wurde als über *Elodea* in den Prozess eingebracht wurde. Zum anderen wurden verbleibende Feinkornanteile aus dem Rottegemisch erst bei der Nachabsiebung aus dem Prozess ausgeschleust.

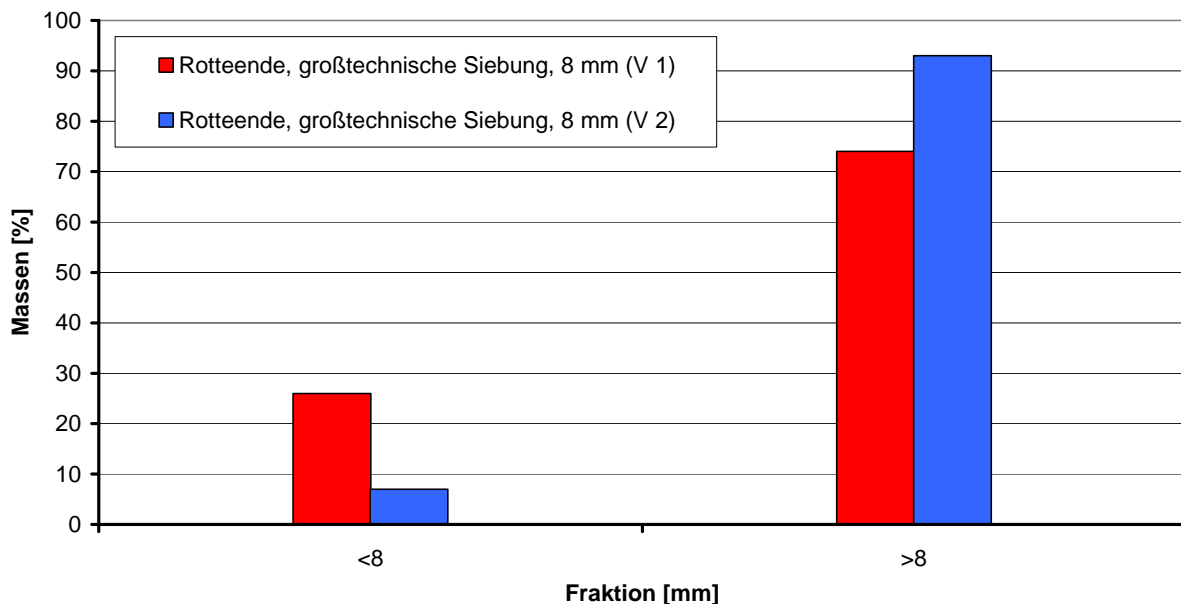


Abb. 7.13-1: Massenanteile von Unter- und Überkorn nach jeweils 6-wöchiger Kompostierung.

Versuch 1 ist daher für die Prognose eines zukünftig möglichen Großbetriebes mit mehrfacher Kreislaufführung von Strukturmaterial nur bedingt repräsentativ. Erst in Versuch 2 erfüllt das Strukturmaterial (Überkorn aus Versuch 1) die ursprünglichen Erwartungen. Folglich ist der Rotteverlust deutlich geringer, da im wesentlichen nur über die neu in den Prozess eingebrachte *Elodea* biologisch aktives Material zugeführt wird. Der Organikabbau ist nur geringfügig größer als die über *Elodea* eingebrachte organische Substanz, da das Strukturmaterial – wenn auch geringer als in Versuch 1 – mit abgebaut wird. Der Rotteverlust – bezogen auf das Rottegemisch – von insgesamt 21% ergibt sich überwiegend durch Wasseraustrag (17%) und in vergleichsweise geringem Umfang durch Organikabbau (4%).

Das zu entsorgende Unterkorn weist dementsprechend eine trocken-krümelige Schüttgutstruktur mit einem Feststoffgehalt von 42% und Glühverlust von 41% auf. Es ist lagerfähig und hat einen erdigen Geruch. Die Farbe ist komposttypisch braun.

7 - Ergebnisse

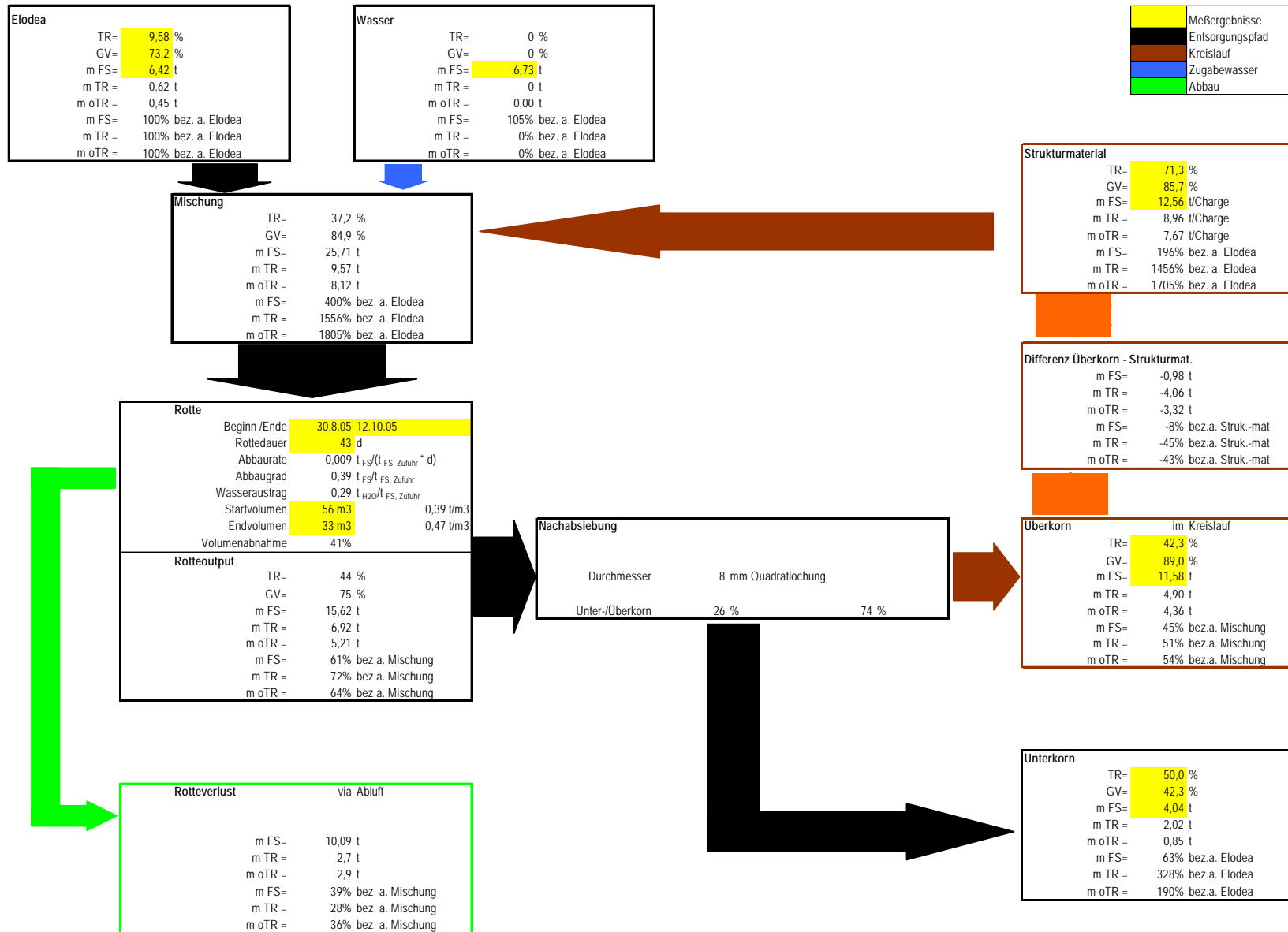


Abb. 7.13-2:
Massenbilanz
Kompostierungs-
versuch 1.

7 - Ergebnisse

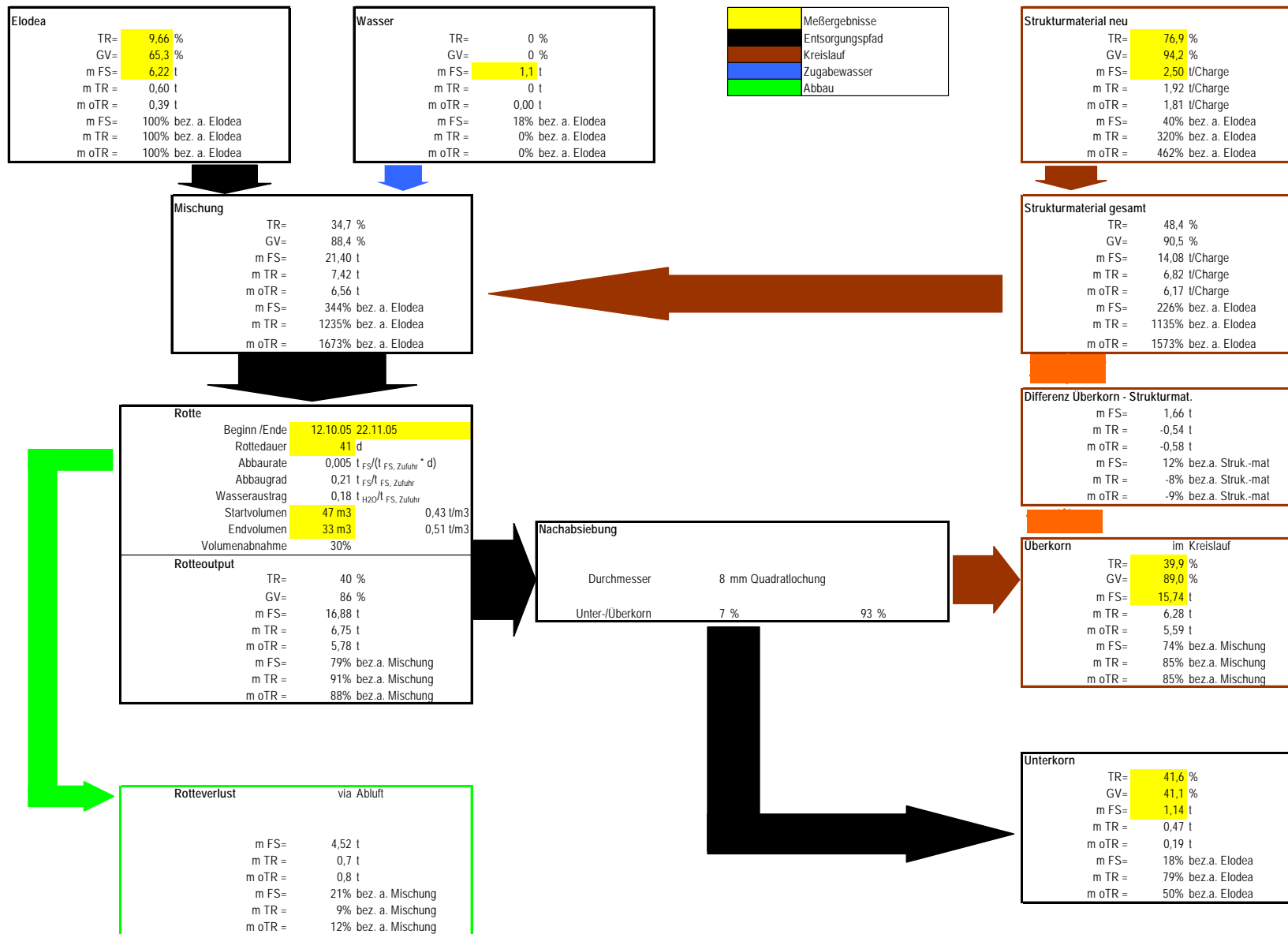


Abb. 7.13-3:
Massenbilanz
Kompostierungs-
versuch 2.

Voraussichtlich ist in Versuch 1 mit vergleichsweise verbesserten Abbauergebnissen zu rechnen, da während des Versuches 2 die jahreszeitlich bedingten Witterungsverhältnisse für eine optimale Kompostierung mit niedrigen Temperaturen und hohen Niederschlägen ungünstig waren. Daher liegen die in Tab. 7.13-1 genannten Prognosewerte für den Versuch 1 tendenziell günstiger als für Versuch 2. Allerdings sind die hohen Massenverluste, wie sie sich in Versuch 1 darstellten, in einem dauerhaften Großbetrieb nicht zu erwarten.

Als wichtigste Kenngröße ergibt sich der auf die *Elodea*-Ausgangsmasse bezogene Massenanteil des zu entsorgenden Unterkorns. Dieser Anteil ist voraussichtlich mit 15-20% zu veranschlagen, d.h. nur max. ein Fünftel der Masse des *Elodea*-Mähgutes sind nach der Kompostierung noch zu entsorgen.

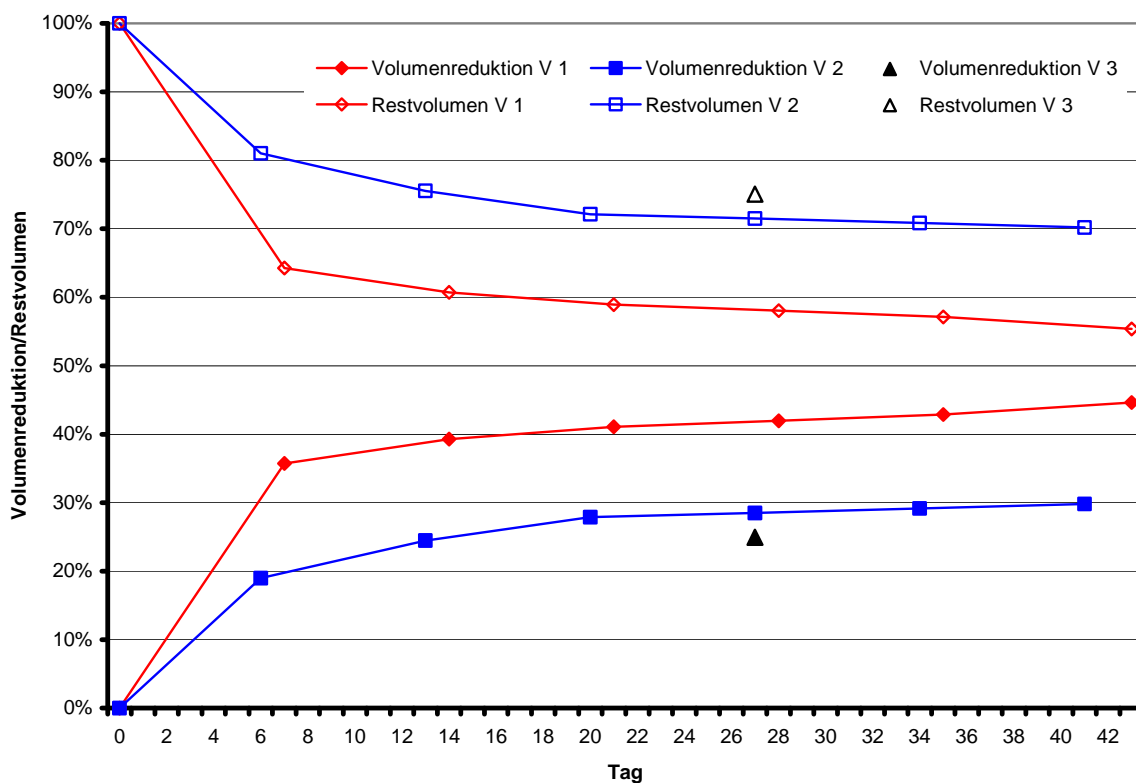


Abb. 7.13-4: Restvolumen und Volumenreduktion im Verlauf der Rotte.

Die Schüttdichte des Rottegemisches liegt Anfangs bei 400 kg/m^3 und steigt im Rotteverlauf auf Werte um 500 kg/m^3 . Dies entspricht bei der Kompostierung üblichen Werten. Die Volumenabnahme verläuft in beiden Versuchen nicht gleichmäßig. Ein Großteil der Volumenreduktion ist bereits nach 2 bis 3 Wochen Rottedauer abgeschlossen (Abb. 7.13-4). Die voraussichtlich zu erwartende Volumenreduktion ist in der Größenordnung von 30-35% zu veranschlagen.

Elodea-Mähgut weist direkt nach der Mahd Schüttdichten von $150\text{-}250 \text{ kg/m}^3$ auf. Die Schüttdichte des Unterkorns nach der Kompostierung lag bei 800 kg/m^3 . In Verbindung mit dem Massenabbau ergibt sich, dass das zu entsorgende Volumen bezogen auf das Ausgangsvolumen von *Elodea*-Mähgut um fast 95% abnimmt. Dies hat vor allem Auswirkungen auf die Minimierung von Transportkosten.

Tab. 7.13-1: Zusammenfassung Massenbilanzen.

	Rottevolumen- reduktion	Massenreduktion bezogen auf Gemisch <i>Elodea</i> / Altholz			zu entsorgende Masse bezogen auf <i>Elodea</i>
		Feuchtmasse	Trockenmasse	organische TM	
Versuch 1 nach 6 Wo.	41 %	39 %	28 %	36 %	64 %
Versuch 2 nach 6 Wo.	30 %	21 %	9 %	12 %	18 %
Versuch 3 nach 4 Wo.	25 %	-	-	-	-
Prognose	30-35 %	20-25 %	9-12 %	12-15 %	15-20 %

Fazit

Die Kompostierung von *Elodea*-Mähgut in passiv belüfteten Dreiecksmieten mit Strukturmaterial-Kreislaufführung hat sich als leistungsfähig erwiesen. Bei Übertragung der Ergebnisse auf einen möglichen Großbetrieb sind - bezogen auf das Mähgut - Volumen-Reduzierungen von über 90% und Massenreduzierungen von über 80% zu erwarten.

Temperaturverläufe

Tab. 7.13-2 zeigt einen Überblick der höchsten und niedrigsten Temperaturen während der Versuche 1, 2 und 3 im Mietenkern, am Mietenrand und in der Außenluft, sowie die Dauer der nach der BioAbfV zur Hygienisierung vorgegebenen Temperatur von über 55 °C.

Tab. 7.13-2: Maximale und minimale Temperaturen [°C] an unterschiedlichen Messpunkten

Versuch	Ort	T _{Min} [°C]	T _{Max} [°C]	Zeit [d] > 55 °C
V 1	Mietenkern ¹	27,0	57	8
	Mietenrand ²	26,5	47	0
	Außenluft [°C]	9,3	22,1	
V 2	Mietenkern ¹	8,3	57	2
	Mietenrand ²	7,2	47	0
	Außenluft [°C]	0	17,5	
V 3	Mietenkern ³	10,0	21,1	0
	Mietenrand ⁴	26,4	44,4	0
	Außenluft	9,2	19,6	

¹ in 1,5 m Tiefe, ² in 0,5 m Tiefe, ³ zentral in geöffneter Miete, ⁴ in 1,0 m Tiefe

Obwohl bei Versuch 1 und 2 ähnliche Maximalwerte im Mietenkern erreicht werden, zeigt sich im Versuch 2 ein deutlicher Temperaturabfall nach etwa 11 Tagen. Parallel zu der Außenlufttemperatur sinkt die Temperatur auch im Mietenkern ab (vgl. Abb. 7.13-6). Im Versuch 1 sinken die Temperaturen im Mietenkern nicht unter 30°C (vgl. Abb. 7.13-5).

7 - Ergebnisse

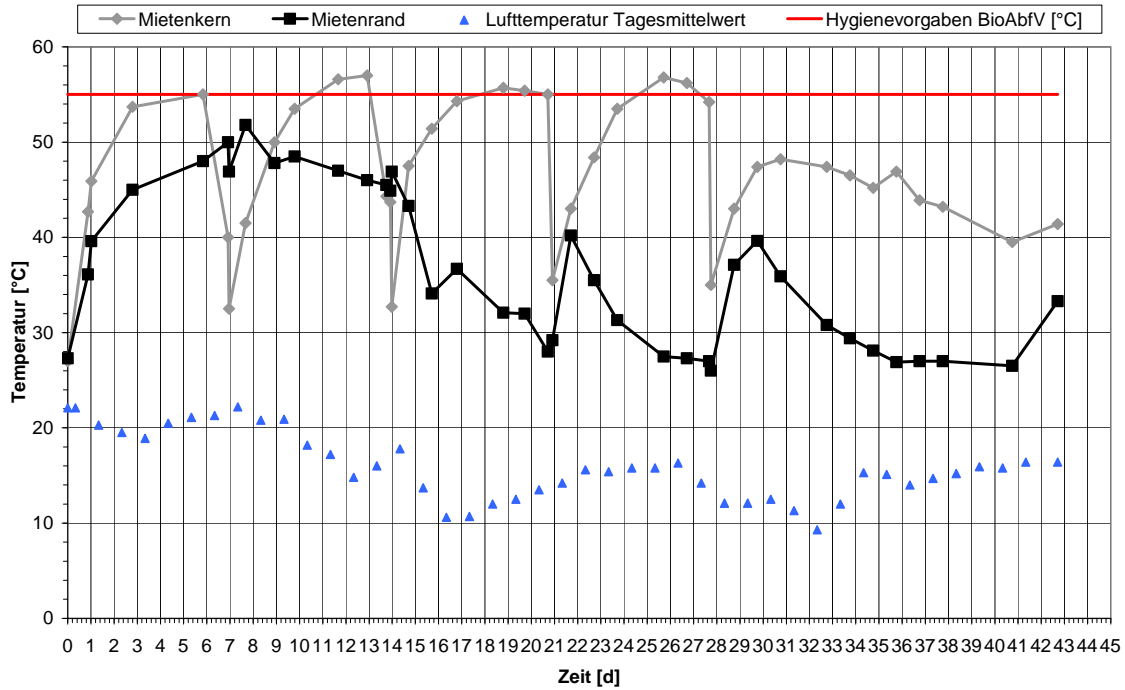


Abb. 7.13-5: Temperaturverlauf *Elodea*-Kompostierung – Versuch 1.

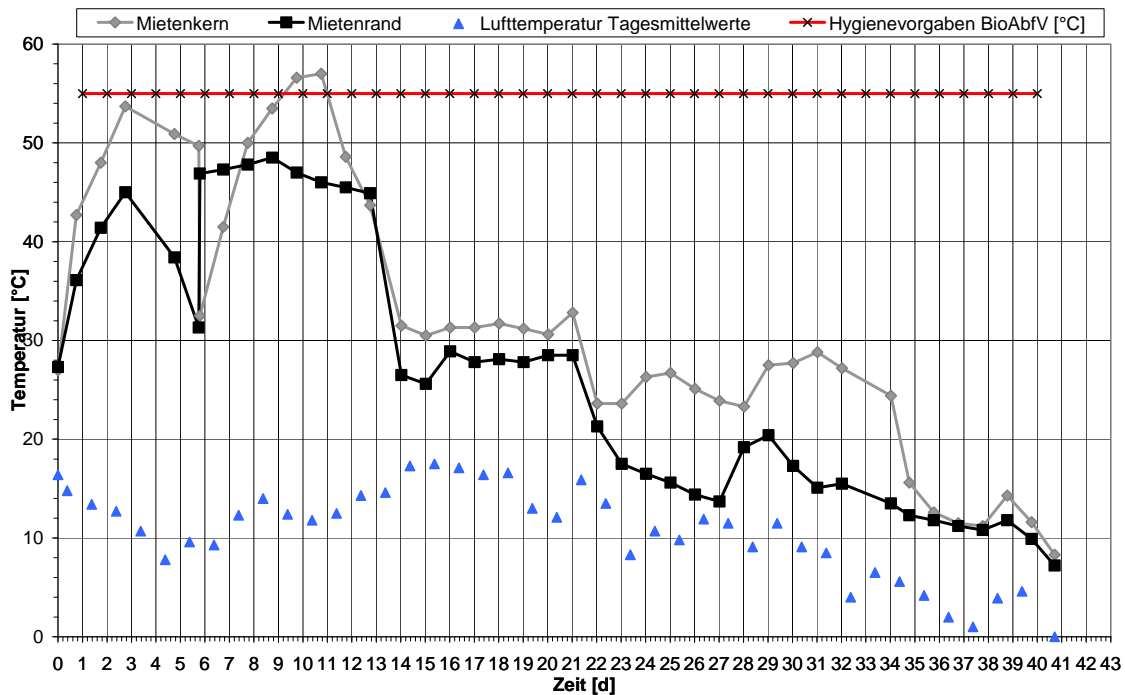


Abb. 7.13-6: Temperaturverlauf *Elodea*-Kompostierung – Versuch 2.

Der Verlauf zeigt im 1. Versuch deutlich den Temperaturanstieg nach jedem Umsetzen. Der auf eine Woche veranschlagte Umsetzzyklus hat sich hier unter sommerlichen Witterungsbedingungen bewährt. Im 2. Versuch findet nach der 2. Rotteweche keine deutliche Temperaturerhöhung mehr statt. Niedrigere Rottetemperaturen bedeuten eine geringere mikrobielle Aktivität und somit auch einen geringeren Abbau der organischen Substanz (BIDLINGMAIER, 2000). Hier ist bei ungünstigen Außentemperaturen eher eine Abkühlung der gesamten Miete durch das Umsetzen zu beobachten.

7 - Ergebnisse

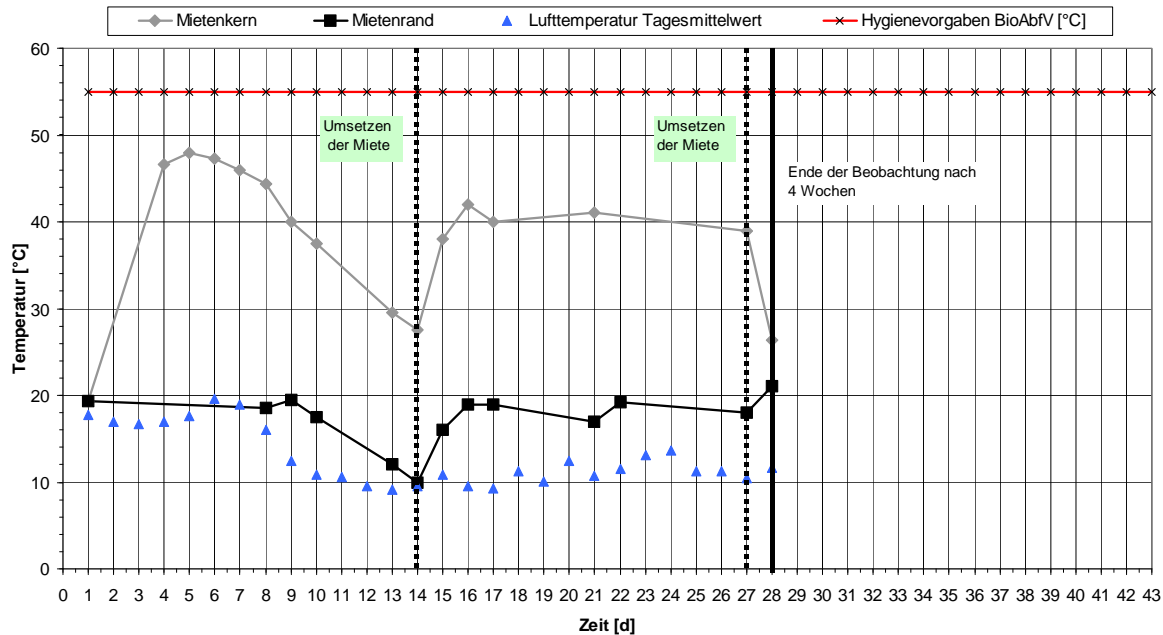


Abb. 7.13-7: Temperaturverlauf Elodea-Kompostierung - Versuch 3

Aus diesem Grund wurde die Miete im 3. Versuch nur zweimal umgesetzt. Da das 2. Umsetzen auf das Ende der Untersuchungen fiel, konnte nur der Temperaturanstieg nach dem 1. Umsetzen dokumentiert werden. Die festgestellten Temperaturen erreichen weder vor noch nach dem Umsetzen Werte $> 45^{\circ}\text{C}$.

Tab. 7.13-3: Temperaturveränderungen durch Umsetzen der Mieten.

	Rottezeit [d]	Temperaturveränderung durch Umsetzen Mietenkern [°C]	Temperaturveränderung durch Umsetzen Mietenrand [°C]
Versuch 1	7	7,5	3,1
	14	11,0	-2,0
	21	19,5	-1,2
	28	19,2	1,0
Versuch 2	6	17,2	-15,6
	13	12,2	18,4
	20	-2,2	0,0
	27	0,6	-5,5
Versuch 3	12	8	5,5
	27	16,2	-3,1

Die Temperaturveränderungen (Tab. 7.13-3) verdeutlichen den Effekt des Umsetzens auf die biologische Aktivität. Versuch 1 weist im Mietenkern während des Untersuchungszeitraumes Temperaturanstiege infolge des Umsetzens von $10\text{-}20^{\circ}\text{C}$ auf. Die Verhältnisse am Mietenrand, mit teilweise leichtem Absinken der Temperaturen, verdeutlichen den an dieser Stelle erheblichen Einfluss der Außenlufttemperaturen. Ähnliche Verhältnisse zeigen sich im 2. Versuch in den ersten zwei Rottewochen. Im Vergleich zu Versuch 1 sind im Randbereich größere Temperaturveränderungen durch das Umsetzen zu beobachten. Es ist davon auszugehen, dass im 2. Versuch wegen der insgesamt geringeren biologischen Aktivität die Einflüsse der Außentemperatur noch ausgeprägter sind.

Die Zeit, in der eine Temperatur $>55^{\circ}\text{C}$ auf das Material einwirkt, ist zwar im ersten Versuch länger als im zweiten, erreicht aber in beiden Fällen nicht die Hygienisierungs-Anforderungen von mindestens 2 Wochen gemäß der Bioabfall-Verordnung. Auch im 3. Versuch werden die

vorgenannten Anforderungen nicht erfüllt. Die Maximaltemperaturen liegen, hier im wesentlichen jahreszeitlich bedingt, bei nur 44°C.

Fazit

In den Versuchen 1 und 2 werden Maximaltemperaturen von 57°C schon kurz nach Rottebeginn erreicht, was ein deutliches Indiz für die gute Abbaubarkeit des *Elodea*-Mähgutes ist. Obwohl zu Beginn von Versuch 3 ebenfalls ein abbaubedingter Temperaturanstieg zu beobachten ist, wird nur eine Maximaltemperatur von 44 °C erreicht.

Die Umsetzzyklen sollten an die jeweilig aktuellen Witterungsbedingungen angepasst werden. Unter sommerlichen Bedingungen hat sich ein wöchentlicher Zyklus bewährt, bei kalten und regnerischen Witterungen sollte der Zyklus verlängert werden.

Die Hygienevorgaben der BioAbfV (1998) werden bei allen drei Versuchen nicht erreicht. Die Ursachen hierfür sind in den kühlen Witterungsbedingungen der Versuche 2 und 3 sowie in der Geometrie beider Versuchsmieten zu sehen. Im Großbetrieb könnten die Mieten entsprechend noch höher und breiter aufgesetzt werden, so dass die selbstisolierende Wirkung das Erreichen der erwünschten Temperaturen im Mietenkern begünstigt. Es erscheint fraglich, ob die schnelle Abbaubarkeit von *Elodea*-Mähgut und der hohe Anteil von Inertmaterial am Rottegemisch bei einer Monokompostierung überhaupt ein 14-tägiges Temperaturniveau oberhalb von 55°C ermöglicht.

Schad- und Nährstoffgehalte

Im Folgenden (Tab. 7.13-5) werden die Schadstoffbelastungen der eingesetzten Versuchsmaterialien zu Beginn und nach 6-wöchiger Kompostierungsdauer dargestellt und bewertet. Die Analysen beziehen sich dabei auf die Schwermetall-, PCB- und AOX-Belastungen der gemischten Eingangsmaterialien im Vergleich zum 6 Wochen lang kompostierten Material.

Differenziert wird dabei in Über- und Unterkorn, da diese Fraktionen einerseits den zu entsorgenden Anteil und andererseits den Anteil, der erneut in den Kreislauf zurückgeführt wird, darstellen. Somit sind die Grenzwerte nach [BioAbfV] für den zu verwertenden Anteil als Kompostmaterial relevant. Für das Überkorn wiederum ist die Möglichkeit der Anreicherung zu bewerten, da diese Fraktion im Kreislauf geführt wird und so zu einer Rückbelastung führen könnte.

Außerdem sind Schwermetallgehalte weiterer *Elodea*-Mähgut Proben zum Vergleich aufgezeigt (Tab. 7.13-4).

Tab. 7.13-4: Schwermetallgehalte von *Elodea*-Wasserpflanzen aus den Jahren 2004, 2005 und 2007

[mg/kg _{TR}]	Probe 1 ¹	Probe 2 ²	Probe 3 ²	Probe 4 ³	Probe 5 ⁴	Probe 6 ⁴	Probe 7 ⁵	Min	Max	Mittel
Pb	4,67	23,0	24,0	19,7	24,0	<10,0	12	4,67	24,0	16,47
Cd	0,59	1,3	1,35	1,81	2,3	<1,0	1,7	<1,0	2,3	1,41
Cr	3,6	16,0	19,5	14,6	12,0	4,5	4,4	3,6	19,5	10,84
Cu	27,0	42,0	44,0	48,8	48,0	25,0	41	25,0	48,0	38,56
Ni	14,0	27,0	28,0	15,9	19,0	11,0	35	11,0	35,0	21,41
Hg	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Zn	140,0	390,0	400,0	352,0	580,0	260,0	640	140,0	640,0	394,6
AOX	-	-	-	-	73,0	140,0	<50	73,0	140,0	82,5
PCB	-	-	-	-	<0,01	<0,01	<0,06	<0,01	<0,01	<0,01

Probennahme *Elodea*-Wasserpflanzen (2004) aus den Seen: ¹Kemnader See, ²Hengsteysee, ³Harkortsee. ⁴Probennahme *Elodea*-Wasserpflanzen für die Versuche 1 und 2, Kemnader See (2005). ⁵Probenahme für Versuch 3, Kemnader See (2007).

Es zeigt sich, dass die Konzentrationen von Cadmium und Zink gemessen an den Anforderungen der BioAbfV in grenzwertrelevanten Bereichen liegen, wobei zu berücksichtigen ist, dass eine direkte Verwertung von *Elodea*-Mähgut aus hygienischen, technischen und ökonomischen Gründen nicht praktikabel ist. Bewertungsrelevant sind hingegen die Konzentrationen nach der Rotte.

Tab. 7.13-5: Schadstoffgehalte in Versuch 1 sowie Vergleich zur BioAbfV

[mg/kg _{TR}]	Rotteanfang			Rotteende				Grenzwert BioAbfV
	<i>Elodea</i>	Strukturmaterial	gesamt	Unter-korn	Über-korn	gesamt	Aufkonzentrierung	
Pb	24	120	114	260	120	161	141%	150
Cd	2,3	<1	<1	<1	<1	<1	n.e.	1,5
Cr	12	32	31	59	20	31	102%	100
Cu	48	19	21	51	19	28	136%	100
Ni	19	8,4	9,1	19	6,2	10	109%	50
Hg	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	n.e.	1
Zn	580	120	150	320	110	171	115%	400
AOX	73	82	81	200	39	86	106%	-
PCB	<0,01	0,19	n.e.	0,1	<0,01	n.e.	n.e.	-

*(n.e. – nicht ermittelt).

Tab. 7.13-6: Schadstoffgehalte in Versuch 2 sowie Vergleich zur BioAbfV

[mg/kg _{TR}]	Rotteanfang			Rotteende				Grenzwert BioAbfV
	<i>Elodea</i>	Strukturmaterial	gesamt	Unter- korn	Über- korn	gesamt	Aufkonzentrierung	
Pb	10	120	111	150	150	150	135%	150
Cd	<1	<1	<1	1,1	<1	<1	n.e.	1,5
Cr	4,5	23	22	40	30	31	140%	100
Cu	25	19	19	65	68	68	348%	100
Ni	11	7	7	21	17	17	241%	50
Hg	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	n.e.	1
Zn	260	113	125	360	300	304	244%	400
AOX	140	51	58	84	60	62	106%	-
PCB	<0,01	<0,01	<0,01	0,27	0,06	0,07	n.e.	-

Tab. 7.13-7: Schadstoffgehalte in Versuch 3 sowie Vergleich zur BioAbfV

[mg/kg _{TR}]	Rotteanfang			Rotteende				Grenzwert BioAbfV
	<i>Elodea</i>	Strukturmaterial	gesamt	Unter- korn	Über- korn	gesamt	Aufkonzentrierung	
Pb	12	<10	6	-	-	-	-	150
Cd	1,7	<1	0,74	-	-	-	-	1,5
Cr	4,4	2	2	-	-	-	-	100
Cu	41	5,3	12	-	-	-	-	100
Ni	35	<5	9	-	-	-	-	50
Hg	<0,2	<0,2	<0,2	-	-	-	-	1
Zn	640	47	163	-	-	-	-	400
AOX	<50	<50	<50	-	-	-	-	-
PCB	<0,06	<0,06	<0,06	-	-	-	-	-

Um das Rotteprodukt als Kompost verwerten zu können, müssen die Grenzwerte der BioAbfV eingehalten werden. Dies gilt bei der hier untersuchten Verfahrensweise für das abgesiebte Unterkorn. Hier sind alle Schwermetallgehalte bis auf die Bleikonzentrationen, unterhalb der vorgegebenen Grenzwerte. Der Eintrag von Blei ist aus dem Strukturmaterial erfolgt und daher für eine großtechnische Projektierung nicht relevant, da hier unbelastetes Altholz aus der Ruhrverbands-eigenen Treibzeugkompostierung oder ggf. aus anderen Quellen genutzt werden kann.

Weiterhin zeigt sich anhand der dargestellten Schadstoffaufkonzentrierungen insbesondere im Versuch 2, dass infolge des Massenabbaus bei der Rotte deutliche Schwermetall-Aufkonzentrierungen bis zum 3,5-fachen der Ausgangskonzentrationen beobachtet werden konnten. Bei höheren Ausgangsbelastungen des *Elodea*-Mähgutes können Grenzwertüberschreitungen bei Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, wie sich aus der Übertragung der Aufkonzentrierungen aus (Tab. 7.13-5) auf die Maximalwerte der (Tab. 7.13-4) ergibt. Diese Problematik wird noch dadurch verstärkt, dass in dem zu entsorgenden Unterkorn die Schadstoffgehalte i.d.R. höher sind als im gesamten Rotteendprodukt.

Fazit

Infolge des Massenabbaus bei der Rotte nehmen die Schadstoffkonzentrationen im Rotteendprodukt bis zum mehrfachen der Ausgangskonzentrationen zu. Bei erhöhten Ausgangsbelastungen des *Elodea*-Mähgutes können somit Grenzwertüberschreitungen bei Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink nicht ausgeschlossen werden.

Schadstoffeinträge aus dem Strukturmaterial müssen durch geeignete Vorauswahl vermieden werden.

Biologische Parameter

Die Tab. 7.13-8 stellt die Untersuchungsergebnisse der für MBA Ablagerungsmaterial relevanten Parameter AT_4 (Atmungsaktivität in 4 Tagen) und GB_{21} (Gasbildung in 21 Tagen) von Versuch 1 und 2 dar. Diese sind ein Maß für die biologische Stabilisierung und müssen vor der Ablagerung auf einer nach AbfAbIV genehmigten Deponie erreicht werden. Es muss nur jeweils einer der beiden Parameter erreicht werden.

Die Ausgangskonzentrationen liegen auf dem Niveau unbehandelten Hausmülls. Die Endkonzentrationen im bewertungsrelevanten Unterkorn erreichen in beiden Versuchen beim GB_{21} die gesetzlichen Anforderungen. In Anbetracht der kurzen Behandlungszeit von nur 6 Wochen, die bei großtechnischen MBA in einer Spanne von 8 bis 16 Wochen liegen, ist das Stabilisierungsergebnis als sehr positiv zu bewerten.

Eine Bewertung der Atmungsaktivität AT_4 nach den Maßstäben des LAGA M10 klassifiziert das Mähgut zu Beginn der Kompostierung als Rottegrad I (Kompostrohstoff), das Strukturmaterial als Rottegrad IV und auch das Gesamtmaterial am Rotteende als Fertigkompost des Rottegrades IV.

Tab. 7.13-8: Messergebnisse AT₄ und GB 21 der eingesetzten Materialien, der Mischung sowie nach Siebung und 6-wöchiger Kompostierung

Par.	Dim.	<i>Elodea</i>	Strukturmaterial	gesamt	Unterkorn	Überkorn	gesamt	Red.	Grenzw. AbfAbIV
Versuch 1									
AT ₄	mgO ₂ /g _{TR}	99,8	11,5	17	4,5	8,7	7	95%	5
AT ₄	mgO ₂ /g _{oTR}	136,3	13,4	21	10,6	9,8	10	92%	
GB ₂₁	L/kg _{TR}	273	19	35	15,1	9,1	11	94%	20
Versuch 2									
AT ₄	mgO ₂ /g _{TR}	97,8	9	17	8,4	7	7	91%	5
AT ₄	mgO ₂ /g _{oTR}	149,8	11	22	20,4	7,5	8	86%	
GB ₂₁	L/kg _{TR}	268	12	33	9,4	11	11	96%	20

Fazit

Bei der Rotte von *Elodea* werden im Unterkorn schon nach sehr kurzer Behandlungszeit die Zuordnungskriterien der AbfAbIV für Ablagerungsmaterial eingehalten. Das Unterkorn weist um über 90% geringere biologische Aktivitäten auf als das *Elodea*-Mähgut vor der Rotte.

Nach [LAGA M 10, 1985] entspricht das Mähgut zu Beginn der Kompostierung dem Rottegrad I (Kompostrohstoff) und das Strukturmaterial dem Rottegrad IV. Nach 6-wöchiger Kompostierung hat das gesamte Material den Rottegrad IV (Fertigkompost) erreicht.

Kostenanalyse

Nachfolgende Tab. 7.13-9 zeigt die Kostenaufstellung der Versuche 1, 2 und 3. Die Kosten beziehen sich nur auf die Kosten der eingesetzten Mobiltechnik. Interne Personal- und Reisekosten, sowie Material- und Analysekosten sind nicht berücksichtigt.

Tab. 7.13-9: Netto-Kostenaufstellung der Versuche 1,2 und 3

Art	Menge	EP, netto	GP, netto
Strukturmaterial	12,56 t	15,00 €/t	188,40 €
Ladegerät inkl. Personal	32,00 h	45,00 €/h	1.440,00€
KS-Streuer inkl. Personal	2,00 d	420,00 €/d	840,00 €
Sattelzug	20,50 h	63,00 €/h	1.291,50 €
Trommelsieb inkl. Ladegerät	2,00 d	950,00 €/d	1900,00 €
Summe, netto			5.659,90 €

Eine einfache Extrapolation der Versuchskosten auf die in den Versuchen durchgesetzten Massen führt zu keinen realistischen Planungsgrundlagen für die Projektierung eines zukünftigen großtechnischen Betriebes. Es ist hierzu erforderlich, anhand der möglichen Durchsatz-Leistungen und entsprechend den tatsächlich anfallenden *Elodea*-Mähgutmengen realistische Hochrechnungen vorzunehmen.

Entsprechend der Tab. 7.13-10 wurden bei intensivem Mahdbetrieb der Jahre 2004 und 2005 pro Arbeitstag ca. 11 t bzw. 52 m³ *Elodea*-Mähgut entnommen. Bei Ansatz des in den Versuchen erfolgreich praktizierten Massenverhältnisses *Elodea* zu Strukturmaterial von 1:2 resultieren Tagesmengen von 30 t bzw. 150 m³ Rottegemisch. In den Versuchen 1 und 2 wurden, bezogen auf das Rottegemisch, Durchsatzleistungen festgestellt (Tab. 7.13-11) , die im Vergleich mit den durchschnittlich anfallenden *Elodea*-Mähgutmengen zeigen, dass die potentiellen Durchsatzleistungen deutlich höher sind als das arbeitstäglich zu verarbeitende Rottegemisch.

Die Verfahrensschritte wären bei ständigem Vorhalten entsprechender Anlagentechnik und Personal nicht ausgelastet und in Folge nicht wirtschaftlich zu betreiben. Dies lässt sich bei den Verfahrensschritten Auf- und Umsetzen sowie Absieben durch entsprechend verlängerte Einsatzintervalle ausgleichen. Bei dem Verfahrensschritt Mischen ist dies nur eingeschränkt möglich, da nach bisherigen Erfahrungen das *Elodea*-Mähgut zeitnah nach der Mahd verarbeitet werden muss, um zu vermeiden, dass die Struktur verloren geht und das Material in Fäulnis übergeht. Deshalb wird davon ausgegangen, dass ein wöchentlich zweimaliger Einsatz des Mixers mit Durchsatz von im Mittel nur 75 t/d erforderlich ist, auch wenn dadurch dessen Kapazität nicht ausgeschöpft wird. Bei diesen Vorgaben resultiert die in Tab. 7.13-12 dargestellte Kostenvorschau.

Die zu erwartenden Gesamtkosten liegen inkl. Antransport bei netto 100 €/t. Der Antransport hat dabei einen Kostenanteil von 24%. Die eigentliche Kompostierung liegt bei Ansatz von vergleichsweise hohen Entsorgungskosten des Unterkorns (netto 23 €/t) bei netto 76 €/t *Elodea*-Mähgut. Trotz des hohen spezifischen Preises fällt die Unterkornentsorgung aufgrund des sehr weitgehenden biologischen Abbaus jedoch nicht sehr ins Gewicht. Nennenswerte Kostenblöcke liegen im Mischen des Mähgutes mit dem Strukturmaterial sowie dem Auf- und Umsetzen mit in Summe von jeweils rund 30% Kostenanteil.

7 - Ergebnisse

Tab. 7.13-10: Mahdmengen in den Jahren 2004 und 2005

Jahr	Kemnader See				Hengsteysee				Harkortsee				Summe				bezogen a. Arbeitstag	
	von	bis	m3	t	von	bis	m3	t	von	bis	m3	t	von	bis	m3	t	m3	t
2004	28.07.	20.08.	1.520	274	04.06.	22.07.	780	195	24.08.	28.09.	1.740	435	04.06.	28.09.	4.040	904	51	11
2005	27.06.	06.10.	4.420	796	15.07.	27.07.	525	137	11.06.	29.11.	1.155	295	11.06.	29.11.	6.100	1.227	53	11

Tab. 7.13-11: Durchsatzleistung von Verfahrensschritten der Kompostierungsversuche auf Grundlage der Versuche 1 und 2

Verfahrensschritt	Durchsatzleistung bezogen auf Gemisch <i>Elodea</i> /Strukturmaterial		Bemerkung
	m ³ /h	t/d	
Mischen	50	200	Einsatz mind. 2 mal pro Woche erforderlich
Auf-/Umsetzen	50	200	größer als mittl. Wochenmenge
Absiebung	50	200	größer als mittl. Wochenmenge

Tab. 7.13-12: Kostenvorschau für großtechnische *Elodea*-Kompostierung

Stoff	Menge [t/a]	Behandlungsschritt	EP, netto	EP [€/t]	GP [€/a]	Anteil [%]
Elodea Kemnader See	800	Anlieferung	99,50 €/Cont.	27,64	22.111,11	
Elodea Harkort-, Hengsteys.	400	Anlieferung	67,67 €/Cont.	17,26	6.904,00	
Elodea gesamt	1.200	Anlieferung		24,18	29.015,11	24%
Elodea+Strukturmaterial	3.600	Mischen	750,00 €/d	10,00	36.000,00	30%
Elodea+Strukturmaterial	3.600	Aufsetzen	45,00 €/h	1,80	6.480,00	5%
Elodea+Strukturmaterial	3.456	1. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	6.220,80	5%
Elodea+Strukturmaterial	3.312	2. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	5.961,60	5%
Elodea+Strukturmaterial	3.168	3. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	5.702,40	5%
Elodea+Strukturmaterial	3.024	4. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	5.443,20	5%
Elodea+Strukturmaterial	2.880	5. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	5.184,00	4%
Elodea+Strukturmaterial	2.700	Absiebung	950,00 €/d	4,75	12.825,00	11%
Unterkorn	240	Entsorgung		25,00	6.000,00	5%
	1.200	Summe	netto	99,03	118.832,11	100%

Tab. 7.13-13: Kostenvorschau für großtechnische Elodea-Kompostierung auf Grundlage der Verfahrenskette des Versuches 3

Stoff	Menge	Behandlungsschritt	EP, netto	EP	GP	Anteil
	t/a			€/t	€/a	%
Elodea Kemnader See	800	Anlieferung	99,50 €/Cont.	27,64	22.111,11	
Elodea Harkort-, Hengsteys.	400	Anlieferung	67,67 €/Cont.	17,26	6.904,00	
Elodea gesamt	1.200	Anlieferung		24,18	29.015,11	34%
Strukturmaterial	2.400					
Elodea+Strukturmaterial	3 x 3.600	Mischen & Aufsetzen	45,00 €/h	5,40	19.440,00	23%
Elodea+Strukturmaterial	3.375	1. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	6.075,00	7%
Elodea+Strukturmaterial	3.150	2. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	5.670,00	7%
Elodea+Strukturmaterial	2.925	3. Umsetzen	45,00 €/h	1,80	5.265,00	6%
Elodea+Strukturmaterial	2.700	Absiebung	950,00 €/d	4,75	12.825,00	15%
Unterkorn	240	Entsorgung		25,00	6.000,00	7%
	1.200	Summe	netto	70,24	84.290,11	100%

Bei Versuch 3 wurde das Mischen von *Elodea*-Mähgut und Strukturmaterial mit einem Radlader vorgenommen, der in drei Arbeitsgängen das Gesamtmaterial mischte und zu einer Mietaufsetzte. Im Weiteren wurde die Anzahl der Umsetzvorgänge gegenüber den Versuchen 1 und 2 auf drei reduziert. Aus diesen Modifikationen ergibt sich die Kostensituation der Tab. 7.13-13.

Die errechneten Gesamtkosten liegen bei diesem Modell inkl. Antransport bei netto 70 €/t. Auf den Antransport entfällt dabei mit 34% der größte Kostenanteil. Durch die abgewandelte Gerätewahl beim Mischvorgang wird eine deutliche Ersparnis gegenüber der Kostenvorschau aus Versuch 1 und 2 (Tab. 7.13-12) erbracht. Das Umsetzen der Mieta macht insgesamt 20% und die Absiebung 15% aus. Die Entsorgung des Unterkorns hat trotz eines relativ hohen Einzelpreises (25 €/t) insgesamt einen geringen Anteil an den Gesamtkosten.

In Versuch 3 bereits zur Anwendung gekommene Modifikationen zur Kostenoptimierung waren die Reduktion der Umsetzvorgänge und die Nutzung eines Radladers zur Mischung der verschiedenen Komponenten. Weitere Kostenoptimierungspotentiale liegen v.a. in der durch Kombination mit der Treibzeugkompostierung optimierten Durchsatzleistung insbesondere beim Mischen, der Massenreduzierung durch Einstellung optimierter Mischungsverhältnisse zwischen *Elodea*-Mähgut und Strukturmaterial, der Abbauroptimierung durch verlängerte Rottezeit sowie evtl. in der Minimierung von Kosten bei der Unterkornentsorgung, sofern es gelingt, einen entsprechend schadstoffarmen Kompost

herzustellen. Bei Umsetzung der vorgenannten Maßnahmen sind Behandlungskosten um netto 65 €/t inkl. Antransport zu kalkulieren.

Der Hauptentsorgungsweg des im Jahr 2007 angefallenen *Elodea*-Mähgutes war die externe Kompostierung. Der finanzielle Aufwand für diesen Entsorgungsweg lässt sich Tab. 7.13-14 entnehmen. Die Vergleichskosten der externen Entsorgung liegen danach mit 66 €/t unter denen der RV-eigenen Projektierungen.

Tab. 7.13-14: Kosten für die externe Entsorgung (Kompostierung) von *Elodea* im Jahr 2007

Stoff	Menge	Behandlungs- schritt	EP, netto	EP	GP	Anteil
	t/a			€/t	€a	%
<i>Elodea</i> Kemnader See	800	Anlieferung	117,00 €/Cont.	37,99	30.389,61	
<i>Elodea</i> Harkort-, Hengsteys.	400	Anlieferung	76,20 €/Cont.	17,26	9.896,10	
<i>Elodea</i> gesamt	1.200	Anlieferung		33,57	40.285,71	51%
<i>Elodea</i>	1.200	Verwertung	100,10 €/Cont.	32,50	39.000,00	49%
	1.200	Summe	netto	66,07	79.285,71	100%

Fazit

Bei optimierter großtechnischer Projektierung der aktuellen Versuchsergebnisse liegen die zu erwartenden Behandlungskosten inkl. Antransport von den Stauseen bei netto 70 €/t *Elodea*-Mähgut. Der Antransport schlägt mit netto 24 €/t trotz geringer Transportentfernungen deutlich zu Buche. Durch weitere Optimierungen sind Kostenreduzierungen auf ein Niveau von 65 €/t möglich.

Die externe Entsorgung ist aktuell die günstigste Variante zur Verwertung des *Elodea*-Mähgutes. Mit 66 €/t ist sie günstiger als die eigenen Kompostierungsmodelle und darüber hinaus auch nicht mit einem Betreiberisiko für den Ruhrverband verknüpft.

7.14 Co-Vergärung

Zerkleinerung

Bei der in wässriger Phase durchgeführten Zerkleinerung fielen mit zunehmender Rührzeit die Bruchstücke des Pflanzenmaterials immer kleiner aus. Bereits nach Rührzeiten von 10 – 15 Min. ergaben sich Bruchstücke von 2-4 cm Länge. Bei längerer Durchführung wurden Längen von 1-2 cm produziert, die sich ab einer Rührzeit von 60 Min. jedoch nicht weiter reduzierten (Abb. 7.14-1).

Anfangs wurde ein Aufschwimmen der Bruchstücke beobachtet. Die daraufhin erfolgten Absetzversuche in Standzylindern ergaben, dass spätestens nach 18 h das gesamte Pflanzenmaterial sedimentiert war. Eine signifikante Abhängigkeit des Absetzverhaltens von der Größe der Bruchstücke war nicht erkennbar.

Das mittels Futtermischwagen zerkleinerte Material wies bereits nach einer Mischzeit von 15 min. Bruchstücklängen von durchgängig 1-2 cm auf. Das Absetzverhalten war mit dem in wässriger Phase zerkleinerten Material vergleichbar.



Abb.7.14-1:
Bruchstücke von
Elodea nuttallii
nach einer Rührzeit
von 60 min.

Betriebsversuche

Im Rahmen des Betriebsversuches wurden arbeitstäglich zwischen 3,5 bis 20 t erntefrische *Elodea* (ca. 0,4 – 2,3 t TR/d) zerkleinert und dem Primärschlammeindicker zugeführt. Über den gesamten Versuchszeitraum wurden 367 t (ca. 42 t TR) verarbeitet.

Zusammenfassend lassen sich folgende Erkenntnisse ableiten:

- Durch die Zugabe von *Elodea* sind keine negativen Auswirkungen auf die Primärschlammeindickung zu verzeichnen, das zerkleinerte Mähgut setzt sich

gemeinsam mit dem Primärschlamm ab, ein Einfluss auf die Fördereigenschaften des Schlammes ist nicht erkennbar.

- Es treten weder positive noch negative Auswirkungen auf den Stabilisierungsprozess bei den zugeführten Mengen an *Elodea* auf.
- Eine Steigerung des Klärgasanfalls war während der Versuchsphase nicht zu verzeichnen. Vermutlich sind signifikante Unterschiede deshalb nicht erkennbar gewesen, da die zugemischte *Elodea* -TR-Menge nur etwa 3 bis 4 % (maximal 10%) der täglich der Faulung zugeführten Rohschlammmenge entspricht und von den täglichen, witterungs- und belastungsbedingten Schwankungen des Rohschlammanfalls überlagert wird (Abb. 7.14-3).
- Bei Eindickung, Entwässerung und Verbrennung unterscheidet sich das *Elodea*-/Faulschlammgemisch nicht von reinem Faulschlamm
- Eine erhöhte Rückbelastung mit Auswirkungen auf die Ablaufqualität der Kläranlage bez. des Parameters Stickstoff (TNb) durch die Trübwässer aus der Eindickung und durch das Zentrat aus der Schlammmentwässerung ist im Versuchsbetrieb nicht erkennbar (Abb. 7.14-4), sollte jedoch bei der Verarbeitung größerer Mengen ggf. berücksichtigt werden.
- Das Mähgut ist in beträchtlichem Umfang durch Treibzeug, bestehend aus Flaschen, Kunststoff- und Holzteilen, verunreinigt (Abb.7.14-2). Das Material konnte vor Aufgabe auf den Mischer nicht vollständig aussortiert werden, was nach einer ca. zweimonatigen Betriebszeit zu erheblichen Schwierigkeiten durch Verstopfungen im Bereich der Primärschlammförderung geführt hat. Für einen länger andauernden Betrieb, mit einem größerem Anteil an Makrophyten ist daher unbedingt ein Sortierschritt - vorzugsweise zwischen Mischer und Zugabe zum Primärschlamm – einzufügen. Orientierende Versuche mit einer Siebschaufel führten nicht zum Erfolg. Eine ausreichende Abtrennung der erntefrischen *Elodea* von den Grobstoffen wurde nicht erzielt. Als weitere Möglichkeit zur Abtrennung der Grobstoffe wäre ein Trommelsieb denkbar. Diese bei der Abfallbehandlung mit Erfolg eingesetzten



Abb.7.14-2: Treibzeug und Fremdstoffe aus erntefrischer *Elodea*

Maschinen könnten ggf. nach Zerkleinerung und Überführung der *Elodea* in die wässrige Phase eingesetzt werden. Weitere Untersuchungen konnten jedoch mangels geeigneter, zur Verfügung stehender Aggregate nicht mehr durchgeführt werden.

7 - Ergebnisse

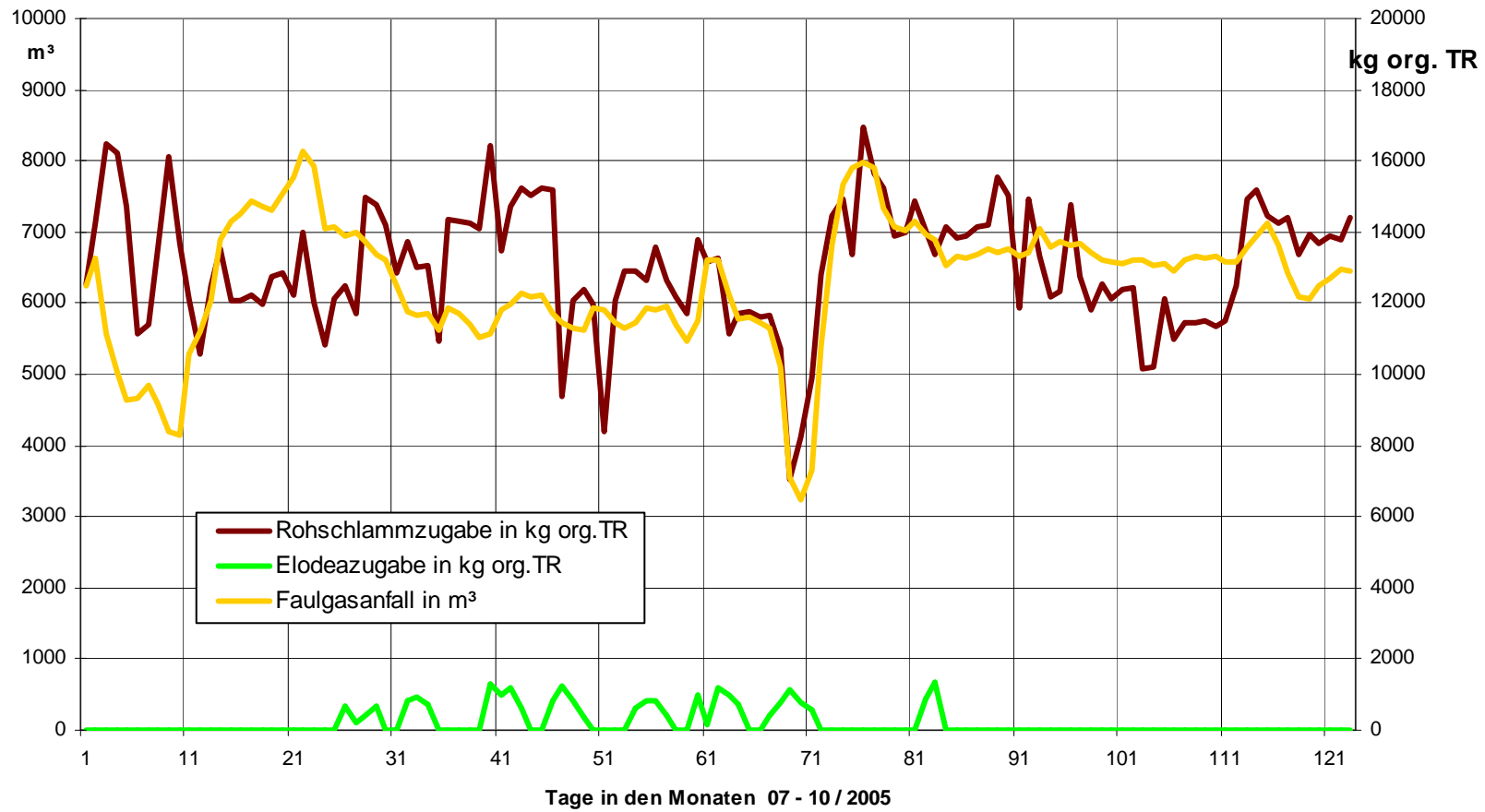


Abb. 7.14-3: *Elodea*-Zugabe und Faulgasanfall

7 - Ergebnisse

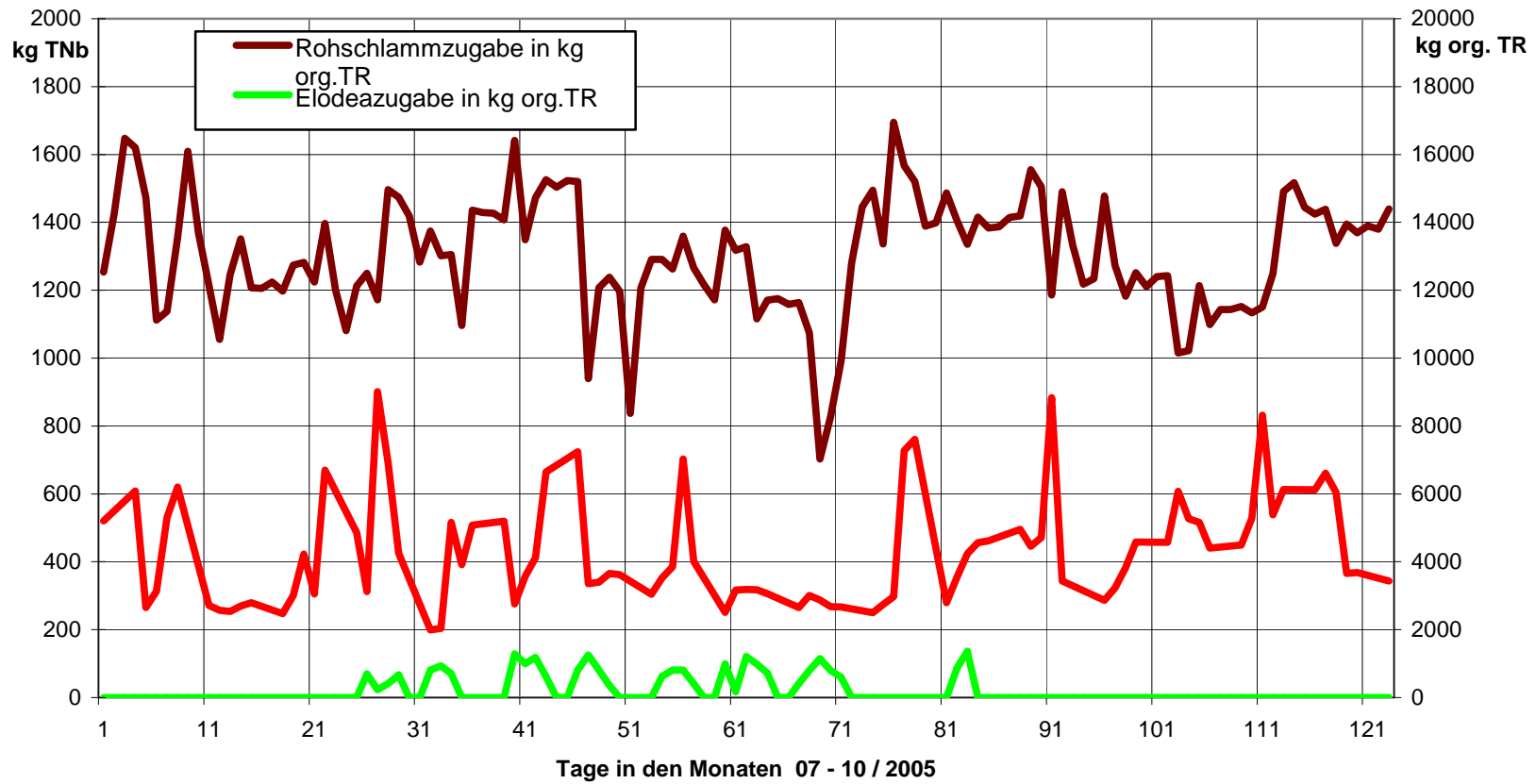


Abb. 7.14-4: Elodea-Zugabe und Stickstoffbelastung des KA- Ablaufs

Abbaubarkeit im Laborversuch

In einem Laborversuch wurde die Abbaubarkeit von *Elodea nuttallii* unter anaeroben Bedingungen getestet. Ziel sollte es sein, die Voraussetzung für eine Co-Vergärung der gemähten Makrophyten zusammen mit Klärschlämmen in Faultürmen zu prüfen.

Tab. 7.14-1 stellt die Kenndaten der in den Versuchen eingesetzten Schlämme und des *Elodea*-Materials zusammen. Das in dem Versuch ermittelte Verhältnis von Nassgewicht zu Trockenrückstand von ca. 10 :1 ist etwas höher als die im Projektzeitraum ermittelten relativen Anteile, die zumeist zwischen 7 % und 8 % Trockengewicht am Nassgewicht lagen. Der organische Anteil von *Elodea* entspricht mit 54,6 % Glühverlust ungefähr den Werten von bereits ausgefaultem Faulschlamm (51, 4 % Glühverlust). Bei Rohschlämmen liegt der Glühverlust mit ca. 70 % deutlich höher und zeigt damit das nur mäßige Potenzial des *Elodea*-Materials zur Faulgasproduktion. Während sich der Glühverlust des Faulschlammes während der 28-tägigen Versuchsdauer nur geringfügig reduziert, sinkt bei *Elodea nuttallii* der relative Anteil von 54,6 % auf 29,4 %. Dies bedeutet, dass der zu Beginn nur mäßige organische Anteil in der Probe durch anaeroben Abbau deutlich verringert wird. Hiermit korrespondiert das spezifische Faulgasaufkommen, das bei *Elodea nuttallii* ca. vier mal so hoch ist wie in Faulschlamm, jedoch deutlich geringer als die Faulgasproduktion von Rohschlämmen mit Ausbeuten zwischen 450 und 550 l/kg oTR.

Tab. 7.14-1: Kenndaten der Klärschlämme zur Bestimmung des Faulverhaltens nach DIN 38414 S 8, Versuche (über 28 Tage) mit Faulschlamm der KA DU-Kaßlerfeld und *Elodea nuttallii*, 06.07.2004

Art		Versuchsbeginn						Versuchsende nach 28 Tagen				
		Masse	Anteil	pH-Wert	TR /Schl.	OTR /Schl.	OTR /TR	pH-Wert	TR /Schl.	oTR /Schl.	oTR /TR	ΔV_s
		[g]			[g/kg]	[g/kg]	[%]		[g/kg]	[g/kg]	[%]	[l/kg]
Schlammprobe (PS)	<i>Elodea nuttallii</i>	80,0	1,00	-	101,7	55,5	54,6	-	58,6	17,2	29,4	369
Impf-schlamm (IS)	Faul-schlamm (FS)	320,0	4,00	7,4	28,2	14,5	51,4	7,3	27,1	13,2	48,7	91
Misch-schlamm (MS)	Summe (FS + PS)	400,0	5,00	7,4	42,9	22,7	52,9	7,4	33,4	14,0	41,9	227

Dies bedeutet für die Nutzbarkeit von gemähter *Elodea nuttallii* für die Faulgasproduktion, dass der im Vergleich zu Rohschlämmen deutlich geringere organische Kohlenstoffgehalt die Makrophyten-Co-Vergärung weniger effizient macht als eine reine Rohschlamm-Vergärung. Allerdings ist der organische Kohlenstoff von *Elodea* leicht abbaubar, so dass der Glühverlust nach 28 Tagen nur noch 29,4 % beträgt im Vergleich zu Faulschlamm, der nach der gleichen Zeit noch einen Glühverlust von 48,7 % aufweist. Damit ist die Co-Vergärung in erster Linie dazu geeignet, das Volumen der eingesetzten Biomasse zu reduzieren, während die Faulgasproduktion von untergeordneter Bedeutung ist.

Tab. 7.14-2: Ergebnisse der spezifischen Faulgasproduktion von Faulschlamm und Mischschlamm aus Faulschlamm und *Elodea nuttallii*. (IS: Impfschlamm; MS: Mischschlamm; PS: Probe (*Elodea*); V: Mittleres Gasvolumen; V_0 : Normgasvolumen; V_n : Nettogasvolumen; V_s : Spezifisches Gasvolumen)

Tag	T_L [K]	$p_L - p_w$ [mbar]	IS V [ml]	IS V_0 [ml]	IS V_0 [ml]	IS _{korr} V_0 [ml]	MS V [ml]	MS V_0 [ml]	MS ΔV_0 [ml]	PS ΔV_n [ml]	IS ΔV_s [l/kg]	MS ΔV_s [l/kg]	PS ΔV_s [l/kg]
1	295	988	79	71	71	57	407	367	367	310	12,2	40,4	69,9
2	296	978	44	39	110	88	388	346	713	625	19,0	78,5	141
3	295	974	57	51	161	129	453	403	1115	987	27,7	123	222
6	295	977	75	67	227	182	459	409	1525	1343	39,2	168	302
8	296	984	54	48	276	220	152	136	1660	1440	47,5	183	324
10	296	980	44	39	315	252	99	88	1749	1497	54,2	193	337
13	296	984	59	53	367	294	112	100	1849	1555	63,3	204	350
17	298	980	66	59	426	341	99	88	1937	1596	73,5	213	359
21	294	989	45	41	467	374	60	54	1991	1617	80,6	219	364
24	296	985	36	32	500	400	44	39	2030	1630	86,1	224	367
28	297	977	33	30	529	423	36	32	2062	1639	91,2	227	369

Spezifische Faulgasproduktion

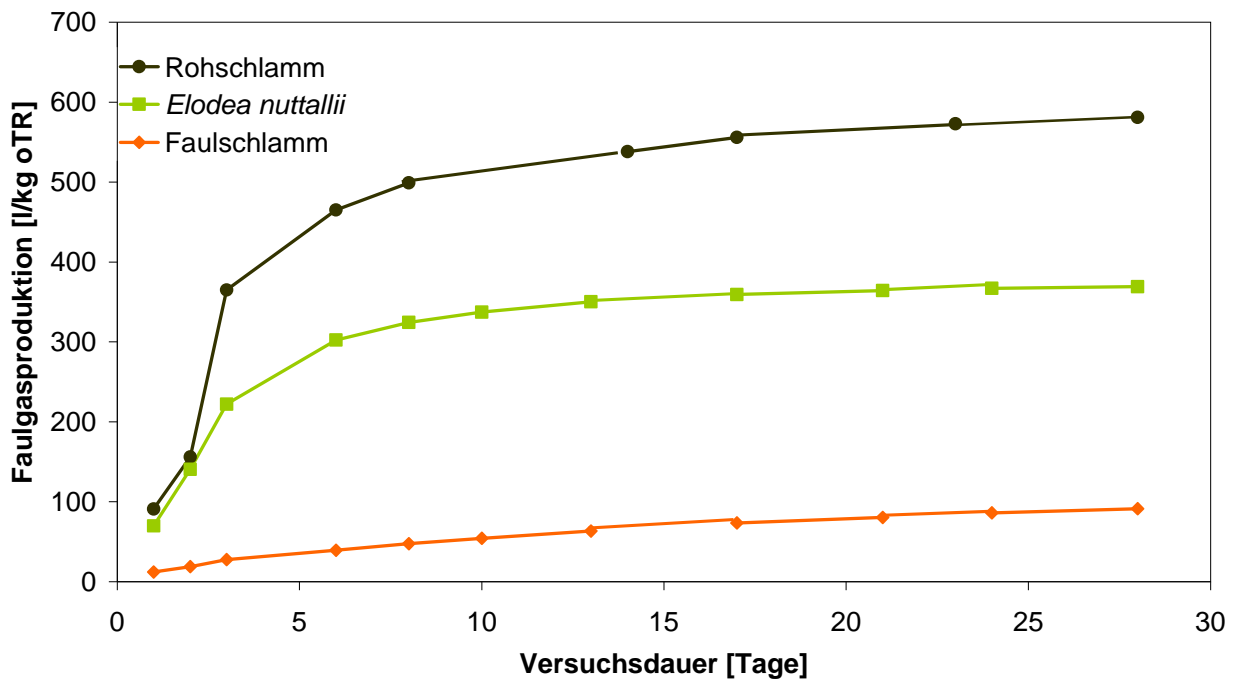


Abb. 7.14-5: Spezifische Faulgasproduktion von Rohschlamm (KA Duisburg-Kaßlerfeld, 11.05.2004), Faulschlamm und *Elodea nuttallii* (06.07.2004) im Versuchszeitraum von 28 Tagen

Abb. 7.14-5 zeigt die nur geringe Faulgasproduktion des bereits ausgefaulten Faulschlamm. Das *Elodea*-Material wie auch der Rohschlamm zeigen unter anaeroben Bedingungen eine ohne zeitliche Verzögerung einsetzende Faulgasbildung, wobei die spezifische Ausbeute bei Rohschlamm um 57 % höher liegt als bei dem reinen Pflanzenmaterial. Die spezifische Faulgasproduktion von *Elodea nuttallii* erreicht nach ca. 10 Tagen ihr Maximum und ist damit auch im technischen Maßstab in Faultürmen, wie z.B. der KA Ölbachtal, mit Aufenthaltszeiten größer 40 Tagen gut abbaubar. Rohschlamm erreicht im Vergleich zum *Elodea*-Material keinen annähernd konstanten Maximalwert sondern steigert seine Faulgasproduktion über die Versuchsdauer weiter. Dies ist ein Zeichen dafür, dass die biologisch abbaubaren Bestandteile des *Elodea*-Materials innerhalb kurzer Zeit (ca. 10 Tagen) fast vollständig zersetzt wurden, während bei Rohschlamm schwerer abbaubare organische Bestandteile erst über längere Zeit abgebaut werden.

Fazit

Die Co-Vergehung ist als nicht gangbarer, uneffizienter Entsorgungsweg zu bewerten. Der geringe Energiegewinn aus der Pflanze und der diskontinuierliche Anfall der Materialien steht einer verfahrenstechnisch aufwändigen Verarbeitung gegenüber.

8. Diskussion

8.1 Bestandsentwicklung

Im Projektzeitraum wurden die Makrophytenbestände der oberen drei Ruhrstauseen durch *Elodea nuttallii* dominiert. Ein Rückgang der Diversität durch diese neophytische Art und das Verdrängen heimischer Arten kann jedoch nicht belegt werden. Die historischen Nachweise der Makrophytenvorkommen in den Ruhrstauseen sind lückenhaft (vgl. Kap. 4), aber es kann rekonstruiert werden, dass alle in den dreißiger und vierziger Jahren nachgewiesenen Arten auch heute noch bzw. wieder in den Ruhrstauseen vorkommen. Dies deckt sich mit den Einschätzungen von TREMP (2001) und DI NINO (2005), die ebenfalls keinen Rückgang der Artendiversität durch *Elodea*-Massenentwicklungen nachweisen konnten. Allerdings kann es durch die Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* zu einer Verschiebung der Häufigkeiten der anderen Arten kommen. Dies zeigten z.B. NAGASAKA et al. (2002) für den Rückgang von *Potamogeton compressus* in einem stark mit *Elodea nuttallii* bestandenen See in Japan. THIEBAUT et al. (1997) vermuten sogar, dass das Auftreten von *Elodea nuttallii* zu einem Erlöschen der Bestände von *Myriophyllum alterniflorum* in einem Fließgewässer der Vogesen geführt hat.

In den Ruhrstauseen waren die ersten Makrophytenmassenaufkommen wahrscheinlich auf *Sparganium* sp. zurückzuführen. *Sparganium emersum* kommt auch heute noch in den Ruhrstauseen vor, bildet aber nur im Hengsteysee oberhalb der Insel Funke größere zusammenhängende Bestände.

Betrachtet man das Vorkommen von *Elodea nuttallii* in der Ruhr unterhalb des Hengsteysees, so bleibt festzustellen, dass ihr Vorkommen weitgehend auf die Stauseen beschränkt ist. *Elodea nuttallii* konnte in der Ruhr selbst nur unterhalb des Kemnader Sees nachgewiesen werden (s. Tab. 8.1-1). Die Ergebnisse weisen auf die Strömungsempfindlichkeit dieser Art hin.

Tab. 8.1-1: Ergebnisse des *Elodea*-Monitorings in der Ruhr (Hengsteysee bis Baldeneysee), Juli 2002

	Gewässer	Lage	Topograf. Karte	Gewässerstationierung	km	Anteil <i>Elodea</i>	Bemerkungen
1	Lenne	Hagen, südlich BAB1	4510	276.999	1,3-1,2	kein Nachweis	
2	Lenne	nördlich Halden	4611	276.999	4,5-4,4	kein Nachweis	
3	Ruhr	östlich BAB 1	4511	276.592	1,3-1,4	kein Nachweis	
4	Ruhr	Wetter unterh. Harkortsee	4610	276.9133	1,6-1,7	kein Nachweis	
5	Ruhr	Bommern (B 235)	4510	276.9176	2,2-2,3	kein Nachweis	
6	Ruhr	oberh. Kemnader See (zw. Herbede & Kleff)	4509	276.9199	2,4-2,5	kein Nachweis	
7	Ruhr	unterh. Kemnader See	4509	276.931	1,2-1,3	selten (<i>Elodea nuttallii</i>)	nur im Bereich der Bühnen, ansonsten keine Nachweise

Tab. 8.1-1 (Fortsetzung): Ergebnisse des *Elodea*-Monitorings in der Ruhr (Hengsteysee bis Baldeneysee), Juli 2002

	Gewässer	Lage	Topograf. Karte	Gewässerstationierung	km	Anteil <i>Elodea</i>	Bemerkungen
8	Ruhr	östl. Henrichshütte	4509	276.9399	2,4-2,5	kein Nachweis	
9	Ruhr	zw. Hattingen & Bahr	4509	276.951	6,8-6,9	kein Nachweis	trotz geeigneter Standortbedingungen (Buhnen)
10	Ruhr	Hausen oberhalb Wehr	4508	276.951	0,4-0,5	kein Nachweis	trotz geeigneter Standortbedingungen (Seerosenfelder, langsam fließend, schlammiges Substrat)
11	Ruhr	zw. Steele und Überraehr	4508	276.957	3,3-3,4	kein Nachweis	trotz geeigneter Standortbedingungen (Seerosenfelder, langsam fließend, schlammiges Substrat)

Die Bestandsentwicklung erfolgt in einem jährlichen Rhythmus nach dem in Kap. 2 Abb. 2-4 dargestellten Ablaufschema. Trotzdem ist die Verteilung der Makrophytenbestände innerhalb eines Sees nicht gleichmäßig, die Seen unterscheiden sich zudem untereinander und bei Betrachtung des zeitlichen Aspektes ragt das Jahr 2006 heraus, da dies das erste Jahr seit 2001 ist, in dem die *Elodea*-Bestände in den oberen drei Flusstauseen keine Massenentwicklung bis zur Wasseroberfläche zeigten. Damit sind zum Verständnis der Dynamik der Bestandsentwicklung drei Faktorenkomplexe zu diskutieren:

- Einfluss der Wasserqualität auf die Makrophytenbestände
- Einfluss der Hydrologie und Hydraulik auf die Makrophytenbestände
- Einfluss der Fauna auf die Makrophytenbestände der Ruhrstauseen

Einfluss der Wasserqualität auf die Makrophytenbestände

Das Wachstum von Makrophyten kann limitiert werden entweder durch Mangel an essentiellen Nährstoffen oder durch sich schädigend auswirkende Stoffe bzw. Stoffkonzentrationen. Als Nährstoffe wurden Phosphate und CO₂ bzw. Hydrogencarbonat als Kohlenstoffquelle genauer betrachtet.

Elodea nuttallii ist in der Lage, Phosphate zu speichern und kann daher auch Phosphat-Mangelsituationen überdauern und trotzdem sogar an Länge und Bestandsdichte weiter zunehmen. THIEBAULT (2005) konnte nachweisen, dass der Phosphorgehalt von *Elodea nuttallii* mit dem Jahresmittelwert der ortho-Phosphat-Konzentration im Wasser korreliert. Der in *Elodea nuttallii* nachgewiesene P-Gehalt von 0,7 % bis 0,9 % entspricht dabei deutlich höheren P-Gehalten, als sie im Jahresmittel in der Ruhr auftreten (vgl. Kap. 7.6). Dies bedeutet, dass eine Reduzierung des aktuellen o-P-Gehaltes bis auf im Mittel 80 µg/l nichts an der Phosphat-Speicherkapazität von *Elodea nuttallii* ändern würde. Auch bei einer

weiteren Reduzierung des P-Gehaltes im Wasserkörper ist *Elodea nuttallii* immer noch in der Lage, Massenbestände zu bilden, jedoch sind dann ihre gespeicherten Phosphat-Reserven geringer. Ist jedoch im Sediment ausreichend Phosphat enthalten, so kann *Elodea* ihren Nährstoffbedarf auch aus dieser Quelle decken. Dies zeigt das Beispiel der Goitsche, einem ultra-oligotrophen Tagebaufolgesee, in dem die Konzentrationen des gelösten ortho-Phosphates zumeist unter der Nachweisgrenze liegen. Auch hier kam es vor einigen Jahren erstmals zu einem Massenaufkommen von *Elodea nuttallii*. Eine Bilanzierung des P-Gehaltes der Pflanzen ergab, dass in diesen mehr Phosphat gespeichert war, als überhaupt vorher gelöst im Wasser verfügbar gewesen ist. Dies kann nur über die Aufnahme von Phosphat aus dem Sediment erklärt werden (RÖNIKE mündliche Mitteilung).

Für das Management von *Elodea nuttallii* bedeutet dies, dass über Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffgehalte die Bestandsentwicklung nicht direkt beeinflusst werden kann. Allerdings müssen auch indirekte Wirkungen mit betrachtet werden. Eine Erhöhung der

ortho-Phosphat-Konzentration würde zu einer Erhöhung der Trophie in den Flusstauseen führen, auf die zunächst das Phytoplankton reagieren würde. Resultat wäre ein Wechsel vom makrophyten-dominierten Zustand zu einem phytoplankton-dominierten Zustand. Da dies jedoch mit einer Vielzahl weiterer negativer Effekte verbunden ist (vgl. Kap. 8.3), wird dies als „Sanierungsoption“ nicht in Betracht gezogen.

Durch die Inbetriebnahme neuer Kläranlagen im Jahr 2006 ist mit einem weiteren Rückgang der ortho-Phosphat-Konzentrationen in der Ruhr zu rechnen. Dies wird sich, wie oben dargestellt, nicht direkt auf die Bestände von *Elodea nuttallii* auswirken. Jedoch wird sich hierdurch die Dichte des Phytoplanktons weiter reduzieren. Dies hat zur Folge, dass die Trübung des Wassers weiter zurückgeht und mehr Licht bis zum Gewässergrund dringt. Da *Elodea nuttallii* einen außerordentlich geringen Lichtkompensationspunkt hat, kann sie unter Lichtbedingungen wachsen, die für andere Wasserpflanzen nicht ausreichend sind. Wird die Trübung des Wassers durch Phytoplankton weiter reduziert, haben nun auch andere Wasserpflanzen die Möglichkeit zu wachsen und als Raumkonkurrent *Elodea nuttallii* zu verdrängen. Die Dominanz von *Nitella mucronata* 2006 im Harkortsee könnte vielleicht ein erster Hinweis auf eine solche Entwicklung sein. Wenn diese Abhängigkeiten zutreffend sind, könnte dies jedoch auch Auswirkungen auf den Baldeneysee haben: Der Baldeneysee weist von allen Flusstauseen auf Grund seiner Tiefe und erhöhten Verweilzeit des Wassers die höchsten Phytoplanktondichten und damit auch die höchsten Trübungswerte auf (vgl. Kap. 7.2). Die über lange Zeit anhaltende Trübung sollte damit ein Grund dafür sein, warum Makrophytenmassenbestände dort bis jetzt noch nicht vorgekommen sind. Reduziert sich durch Nährstoffmangel die Phytoplanktondichte im Baldeneysee, so ist *Elodea nuttallii* die erste submerse, d.h. untergetaucht wachsende Wasserpflanze, die sich auf Grund ihres geringen Lichtkompensationspunktes ausbreiten kann. Das erste verstärkte Auftreten von *Elodea nuttallii* im Heisinger Bogen des Baldeneysees könnte auf eine Entwicklung in diese Richtung hinweisen. Die seit seinem Bestehen in den Uferbereichen vorkommenden Gelben Teichrosen (*Nuphar lutea*) gehören zu den Schwimmblatt-Pflanzen und sind damit in ihrem Vorkommen nicht von der Trübung abhängig. Daher gab es auch bereits in den 90er Jahren im Harkortsee, als dieser sich noch im phytoplankton-dominierten Zustand befand, ausgedehnte Teichrosenfelder, die erst durch die Sedimententnahme in ihrer Ausdehnung reduziert wurden.

Eine Prognose, die aus den Ergebnissen des Projektes abgeleitet werden kann, lautet wie folgt: Wahrscheinlich werden sich über kurz oder lang in Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See die Makrophytenbestände in ihrer Artzusammensetzung ändern, *Elodea nuttallii* wird nicht mehr die dominierende Art sein, da für sie, schneller als für andere Makrophytenarten, die Strömung zum limitierenden Faktor wird. Es ist jedoch davon auszugehen, dass dieselbe Entwicklung um einige Jahre zeitverzögert im Baldeneysee einsetzen wird, der zunächst aus einem Phytoplankton-dominierten Zustand in einen *Elodea-nuttallii*-dominierten Zustand wechseln wird, ehe diese Art bei weiterem Rückgang der Trübung durch andere Makrophytenarten ersetzt wird. In wie weit sich diese Hypothese bewahrheitet ist durch ein fortlaufendes Monitoring der Bestände zu prüfen.

Kohlenstoff ist für das Wachstum der Wasserpflanzen ein wichtiges Element zum Aufbau des Kohlenstoffgerüsts. *Elodea nuttallii* ist in der Lage ihren Kohlenstoffbedarf sowohl durch die Aufnahme von CO_2 als auch von HCO_3^- zu decken, wobei letzterer Weg energetisch aufwändiger ist. Messungen der Parameter des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes im Unterlauf der Ruhr und den Ruhrstauseen sowie in den eingeleiteten Grubenwässern sollten klären, ob die Verfügbarkeit des leichter assimilierbaren CO_2 ein Grund für die Massenentwicklung in Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See und dem Fehlen solcher Massenbestände im Baldeneysee sein könnten. Diese Hypothese konnte allerdings durch die Messergebnisse nicht gestützt werden. Auch Experimente zu der Wachstumsgeschwindigkeit von *Elodea nuttallii* bei unterschiedlichen Kalk- bzw. Hydrogencarbonatgehalten ergaben keine Unterschiede.

Da Herbizid-Einsatz zur Beseitigung von Makrophytenbeständen in Deutschland nicht zulässig ist und auch in der Literatur keine schädigende Wirkung Naturstoffen in gewässer-relevanten Konzentrationen bekannt ist, wurde diese Fragestellung im Projekt nicht weiter verfolgt. Ein aufschlussreiches Resultat der Experimente zum Wachstum von *Elodea nuttallii* ist, dass diese auch noch bei pH-Werten über pH 9 ein uneingeschränktes Wachstum zeigt. Ein Blick auf die Verbreitung von *Elodea nuttallii* in den Ruhrstauseen zeigt, dass diese nicht in dem Mündungsarm des Ölbaches vorkommt, der sehr große Mengen an Sumpfungswässern enthält. Das Fehlen von *Elodea*-Beständen reicht soweit, wie die sich aufgrund ihrer erhöhten Dichte über den Grund herziehende Sumpfungswasserfahne nachzuweisen ist. Es wurde allerdings experimentell nicht geprüft, welche Bestandteile des Sumpfungswassers (Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ usw.) für den Ausfall von *Elodea* verantwortlich ist, da hierin kein Potenzial für Maßnahmen liegt. Auffällig ist zudem das Fehlen von *Elodea nuttallii* im Hengsteysee im Bereich der Einleitung der Papierfabrik STORA ENSO. Ein Algentest mit *Scenedesmus* in einer Wasserprobe des Ablaufs der Fabrik zeigte keine Auswirkung auf Wachstum und Photosyntheseaktivität; auch wurde durch das leicht bräunlich gefärbte Wasser kein Licht im photosynthetisch relevanten Bereich des Lichtspektrums absorbiert, so dass auch eine Lichtminderung als Ursache für das Fehlen von *Elodea* ausgeschlossen werden kann. Abwässer aus Papierfabriken können in Abhängigkeit vom Produktionsverfahren eine Vielzahl chemischer Substanzen enthalten. Welche hiervon für das Fehlen von *Elodea nuttallii* und in welchen Konzentrationen verantwortlich ist, wurde im Projekt, da nicht maßnahmenrelevant, nicht untersucht.

Einfluss der Hydrologie und Hydraulik auf die Makrophytenbestände

Elodea nuttallii ist eine Pflanze der Stillgewässer, die nur bei sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten auch in Fließgewässer vordringt. Deutlich zeigt sich das Meiden von stärker durchströmten Bereichen im Stauwurzelbereich der Flussstauseen, wo sich die Ruhr in ihrem Profil langsam zum Stausee aufweitet. Hier herrschen noch durch die zufließende Ruhr höhere Fließgeschwindigkeiten als im eigentlichen Staukörper. In diesem Bereich der Stauwurzel treten zwar erste Makrophyten auf, *Elodea nuttallii* fehlt jedoch. Auch im meist nur spärlich mit Makrophyten besiedelt Ausströmbereich des Köppchen-Werks im Hengsteysee fehlt die Art. Messungen der Fließgeschwindigkeiten haben ergeben, dass *Elodea nuttallii* erst bei Strömungsgeschwindigkeiten unter 0,15 m/s - bezogen auf Abflussverhältnisse zwischen MNQ und MQ - vorkommt.

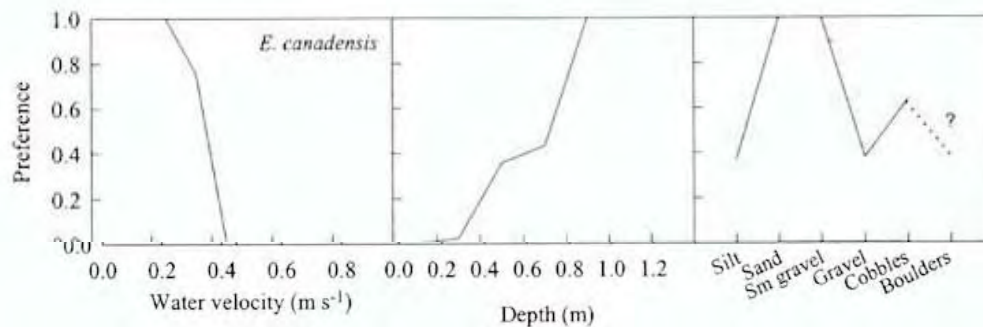


Abb. 8.1-1: Habitat-Präferenzkurven von *Elodea canadensis* für Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Korngrößen der Sedimente (aus: RIIS & BIGGS 2003b)

RIIS & BIGGS (2003b) ermittelten für *Elodea canadensis*, die Schwester-Art von *Elodea nuttallii*, mit fast den gleichen Lebensraumsprüchen, eine bevorzugte Fließgeschwindigkeit bis ca. 0,25 m/s. Ab einer Fließgeschwindigkeit größer 0,45 m/s kommt *Elodea canadensis* nicht mehr vor (Abbildung 8.1-1). BARRAT-SEGRETAIN et al (2002) geben in ihren Untersuchungen an, dass die hydrodynamische Fähigkeit erhöhte Fließgeschwindigkeiten und hydraulischen Stress zu ertragen, sich für beide Arten nicht signifikant unterscheidet. Allerdings ist zu beachten, dass Strömungspräferenz und kritische Sohlschubspannung, bei der eine einzelne Pflanze abbricht, sich deutlich unterscheiden. Letzteres tritt bei *Elodea nuttallii* erst bei Fließgeschwindigkeiten zwischen 2,42 m/s und 4,15 m/s ein (BARRAT-SEGRETAIN et al 2002).

Die Auswertung der hydrologischen und hydraulischen Bedingungen für das Jahr 2006 im Vergleich zum Rest des Untersuchungszeitraums gibt ebenfalls Hinweise darauf, dass die hydraulischen Bedingungen zu Beginn der Wachstumsperiode von *Elodea nuttallii* ausschlaggebend dafür sind, ob sich in einem Jahr ein Massenbestand bilden kann.

Im Jahr 2006 lag der Maximalwert des Abflusses der Monate April und Mai als Tagesmittel mit ca. 350 m³/s um ca. 100 m³/s über dem Maximalabfluss von Jahren, in denen sich Massenbestände ausbilden konnten. Der MQ der Monate April und Mai liegt mit ca. 100 m³/s um ca. 20 m³/s bis 30 m³/s über den Mittelwerten der makrophyten-dominierten Vorjahre.

Im Unterschied dazu haben Hochwasserereignisse im Sommer keinen so großen Einfluss auf die Massenentwicklungen. Dies zeigen die kurz aufeinander folgenden Hochwässer vom August 2007, die im Scheitelabfluss das bis zu 11-fache des MQ erreichten. Sie trafen im Hengsteysee und Kemnader See auf Massenentwicklungen, die wider Erwarten aber nicht

großflächig abgeschwemmt wurden. Ausschlaggebend dafür, welche Bereiche der Makrophyten abgetragen wurden, ist die Morphologie der Seen (STENGERT et al., 2007). Die Tab. 8.1-2 gibt die von Makrophyten bewachsenen Flächen der drei Stauseen Hengstey-, Harkort- und Kemnader See vom Juli und September 2007 sowie die Verluste durch die Hochwässer als Differenz ‚delta‘ wieder.

Tab. 8.1-2: Ruhrstauseen, Flächenanteile [%] der Makrophyten vor bzw. nach den Hochwasserereignissen vom August 2007

	Fläche [km ²]	Flächenanteil Makrophyten [%]		Flächenanteil delta [%]
		Jul. 07	Sep. 07	
				△
Hengsteysee	1,36	55	30	25
Harkortsee	1,37	30	26	4
Kemnader See	1,25	53	43	10

Ein Erklärungsansatz für die unterschiedliche Wirkungsweise von Hochwässern im Frühjahr bzw. Sommer wird mit Hilfe von Abb. 8.1-2 deutlich. *Elodea nuttallii* startet ihr Massenvorkommen jedes Jahr von neuem aus kleinen Bruchstücken der Pflanzenstängel des Vorjahres. Diese bilden zu Anfang der Vegetationsperiode mit anderen Makrophyten einen lockeren Bestand. Trifft ein Hochwasser auf ca. 20 cm lange Pflanzen, die in lockerem Bestand stehen, so werden diese durch die Strömung niedergedrückt. Hierbei bleibt jedoch noch viel Sediment frei, das umgelagert wird und so auch die verwurzelten Pflanzen z.T. freilegt bzw. abreißt. Der Start des Wachstums ist gestört, die Pflanze muss erst wieder neue Seitenknospen aktivieren, bevor sie mit der Längenwachstumsphase beginnen kann.

Dies ist die Zeitspanne, in der sich entscheidet, ob die Ruhrstauseen im jeweiligen Jahr einen von Phytoplankton- oder einen von Makrophyten dominierten Zustand einnehmen (SCHEFFER 1998). Wird in der darauffolgenden Zeit das Phytoplankton durch verminderte Abflüsse und stärkere Sonneneinstrahlung begünstigt, so ist dessen Vermehrungsgeschwindigkeit höher als die Wachstumsgeschwindigkeit der Makrophyten. Das Phytoplankton kann nun sowohl Licht als auch Nährstoffe konkurrenzlos nutzen und somit das Gewässer dominieren, während die Makrophyten u.a. aus Lichtmangel, aber auch auf Grund nur noch sehr geringer Nährstoffkonzentrationen nicht mehr in der Lage sind, große Bestände aufzubauen.

Trifft im Sommer ein Hochwasser auf dichte Makrophytenbestände, so werden die im Fall der Ruhrstauseen bis zu 2 m langen Triebe ebenfalls niedergedrückt. Auf Grund der Dichte der Bestände und der Länge der einzelnen Triebe wird durch die niedergedrückten Pflanzen das Sediment bei einem sommerlichen Hochwasser nahezu vollständig bedeckt. Die Strömung hat in den Beständen keine Möglichkeit, an den Sedimenten anzugreifen, nur in den in Fließrichtung oberen Bereichen der Makrophytenbestände kommt es zu stärkeren Einbußen durch Abriss oder Ausspülen. Denn dort ist die Rauigkeit der Gewässersohle höher als die von niedergedrückten Pflanzenbeständen, so dass es zu Verwirbelung, Erosion und Umlagerung kommen kann. Die von der Strömung an den Seegrund gedrückte *Elodea nuttallii* legt sich in ihren dichten Beständen dachziegelartig schützend auf die Sedimente und hat selbst nur eine geringe Rauigkeit, da bei ihr die Blätter bei erhöhten

Fließgeschwindigkeiten an den Stängel gelegt werden (BARRAT-SEGRETAIN et al. 2002), um die Pflanze besser vor Abriss zu schützen. Innerhalb der Bestände wird die Strömungsgeschwindigkeit zudem stark reduziert, so dass die Wassermassen die makrophytenfreien Bereiche stärker und mit erhöhter Fließgeschwindigkeit durchströmen, was z.B. auch den Transport von Wasserbausteinen über mehrere Meter erklären kann. Die Makrophytenmassenbestände selbst werden jedoch von der Hochwasserwelle, außer in den äußeren, ungeschützten Randbereichen, kaum beeinträchtigt.

Im Frühjahr



Im Sommer

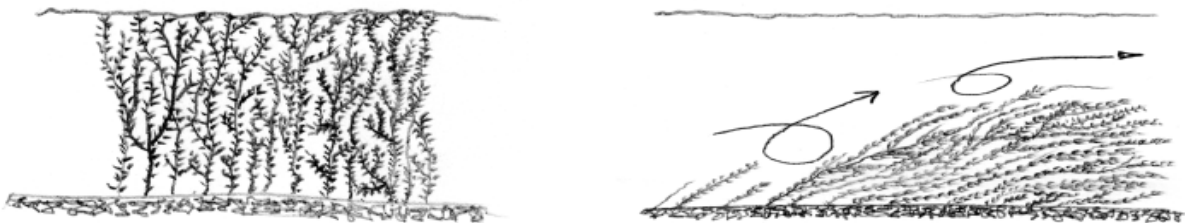


Abb. 8.1-2: Auswirkungen von Hochwasser auf Makrophytenbestände im Frühjahr bzw. Sommer. Links: normaler Abfluss, Rechts: Hochwasser

Fazit

Das Abflussgeschehen im Jahresverlauf hat in Durchflusssystemen, wie den Ruhrstauseen, einen maßgeblichen Einfluss auf die Makrophytenmassenvorkommen von *Elodea nuttallii*. Ein Hochwasser zu Beginn der Vegetationsperiode kann, in Kombination mit weiteren Faktoren, die Verschiebung vom makrophyten-dominierten zum phytoplankton-dominierten Zustand der Stauseen bewirken. Ein Sommerhochwasser, welches auf schon bestehende Massenvorkommen trifft, hat hingegen einen deutlich geringeren Einfluss auf die Ausdehnung der Bestände.

Einfluss der Fauna auf die Makrophytenbestände der Ruhrstauseen

Der Einfluss herbivorer Fische und Wirbelloser wird in Kapitel 8.3 ausführlich dargestellt und diskutiert.

Neben der Frage nach den das Aufkommen der Makrophytenmassenbestände beeinflussenden Faktoren, ist es für die Bewirtschaftung der Flusstauseen zudem von besonderer Bedeutung, in wie weit die Makrophytenbestände ihrerseits die Wasserqualität der Ruhrstauseen und der Ruhr positiv oder negativ beeinflussen.

Einfluss der Makrophytenbestände auf die Wasserqualität der Ruhr

In Kapitel 7.6.2 wurde bereits dargestellt, dass von dem herbstlichen Abbrechen und Abtreiben der *Elodea*-Bestände keine Gefährdung für den Sauerstoffhaushalt der Ruhr ausgeht, da die Pflanze im winterlichen Ruhezustand ihre Stoffwechselaktivität reduziert hat und nur noch wenige biologisch leicht abbaubare Stoffe enthält.

Damit sind im Weiteren die folgenden Fragestellung zu diskutieren:

- Sind die Makrophyten der Flusstauseen in der Lage, Nährstoffe in signifikantem Maße aus der fließenden Welle zu entnehmen und zu fixieren?
- Trägt die Mahd zu einem beträchtlichen Anteil an der Nährstoffeliminierung aus der Ruhr bei?

Einfluss der Makrophytenbestände auf die Nährstoffkonzentrationen und –frachten der Ruhr

Da Makrophyten Stickstoff und Phosphor für ihren Stoffwechsel aufnehmen, andererseits beide Elemente zum Schutz der aquatischen Ökosysteme in ihren Frachten und Konzentrationen limitiert werden, ist es von besonderem Interesse abzuschätzen, ob Massenbestände von *Elodea nuttallii* in der Lage sind, diese Nährstoffe in nennenswerter Menge aufzunehmen und in Biomasse zu fixieren.

Abb. 8.1-3 zeigt die mittleren Nitratkonzentrationen der Ruhr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) von 1972 bis 2005, unterschieden nach den mittleren Konzentrationen im Sommer- und Winterhalbjahr. Diese Differenzierung wurde vorgenommen, da im Sommerhalbjahr, in der Vegetationsperiode Effekte der Makrophyten aber auch des Phytoplanktons, sich auf die Nährstoffgehalte auswirken sollten. Die Grafik zeigt ab 1994 den deutlich rückläufigen Trend der Nitratkonzentrationen in der Ruhr, sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr – eine Folge der Denitrifikation in einer zunehmenden Zahl an Kläranlagen. Sollten die Makrophytenbestände eine Rolle bei der Reduzierung der Nitratkonzentration spielen, so sollten ab 2000 die Nitratkonzentrationen im Sommerhalbjahr deutlicher unter den Konzentrationen des Winterhalbjahres liegen als in den Jahren zuvor. Diese Abbildung gibt einen ersten Hinweis darauf, dass die *Elodea*-Bestände keine nennenswerte Rolle bei der Reduktion der Nitratkonzentrationen der Ruhr spielen.

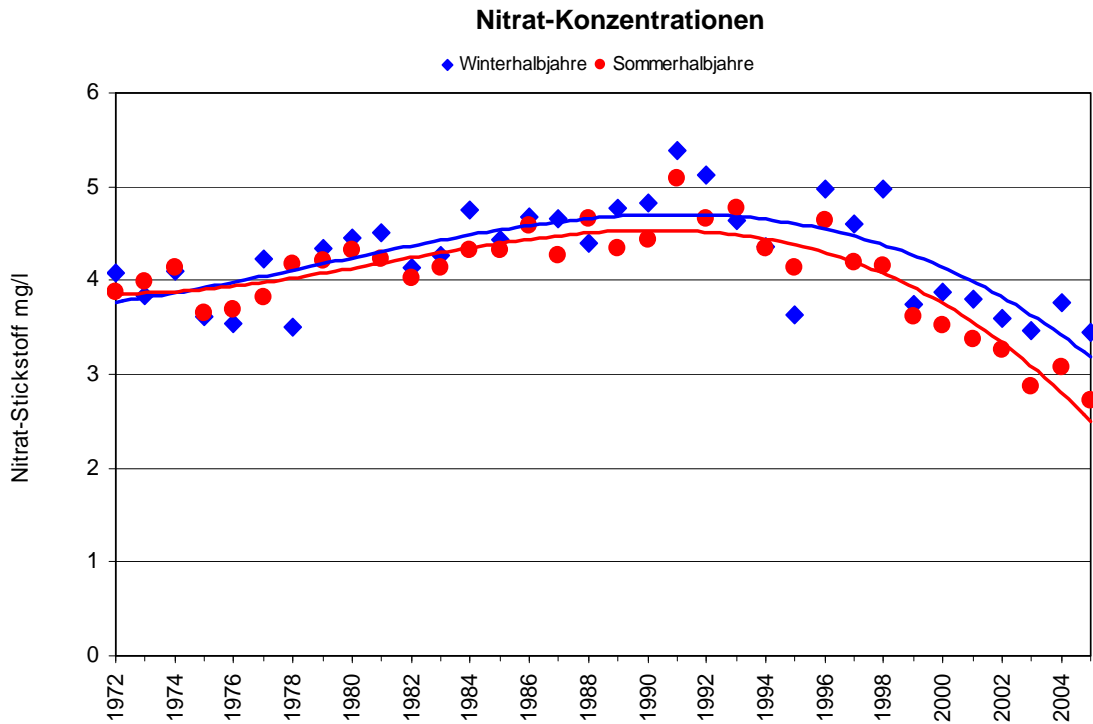


Abb. 8.1-3: Mittlere Nitrat-Konzentrationen im Sommer- und Winterhalbjahr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) zwischen 1972 und 2005.

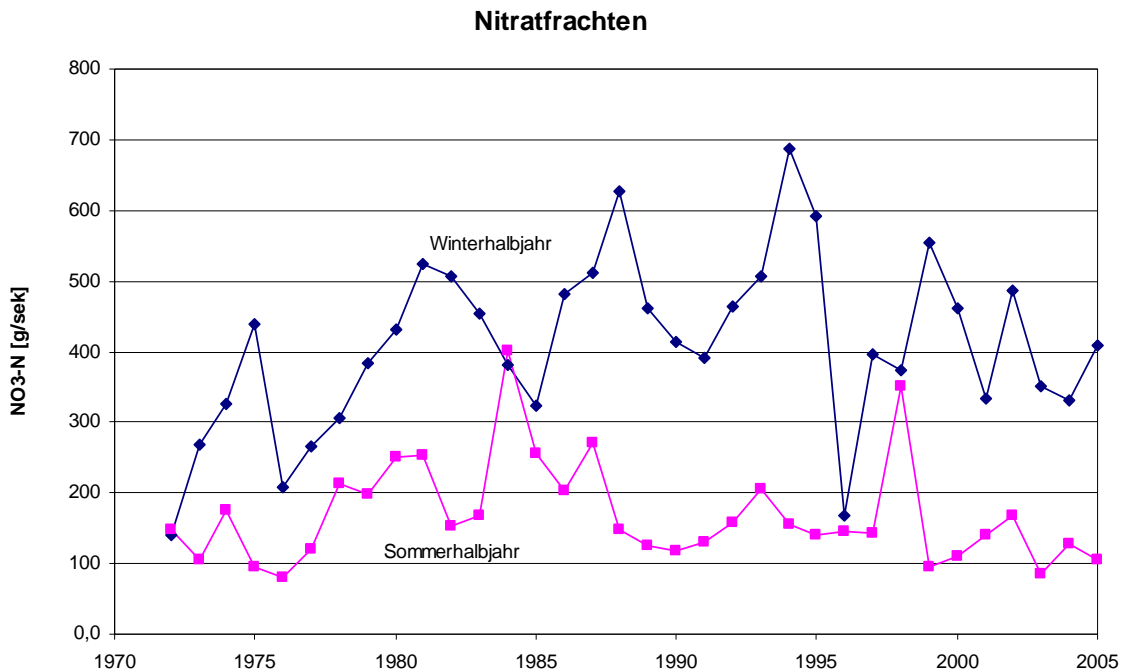


Abb. 8.1-4: Mittlere Nitratfrachten im Sommer- und Winterhalbjahr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) zwischen 1972 und 2005.

Abb. 8.1-4 bestätigt diese Aussage: durch die Nitrataufnahme von Phytoplankton und Makrophyten sind die Frachten im Sommerhalbjahr geringer als im Winter. Vergleicht man jedoch die Nitratfrachten in den Sommerhalbjahren vor 2000, d.h. in der Zeit vor den ersten Makrophytenmassenbeständen, mit den anschließenden makrophyten-dominierten Sommern, so ist in 2001 und 2002 die mittlere Nitratfracht genauso hoch oder sogar höher wie in den Jahren zuvor. Damit kann eine verstärkte Nitrataufnahme und Fixierung in Pflanzenbiomasse ausgeschlossen werden.

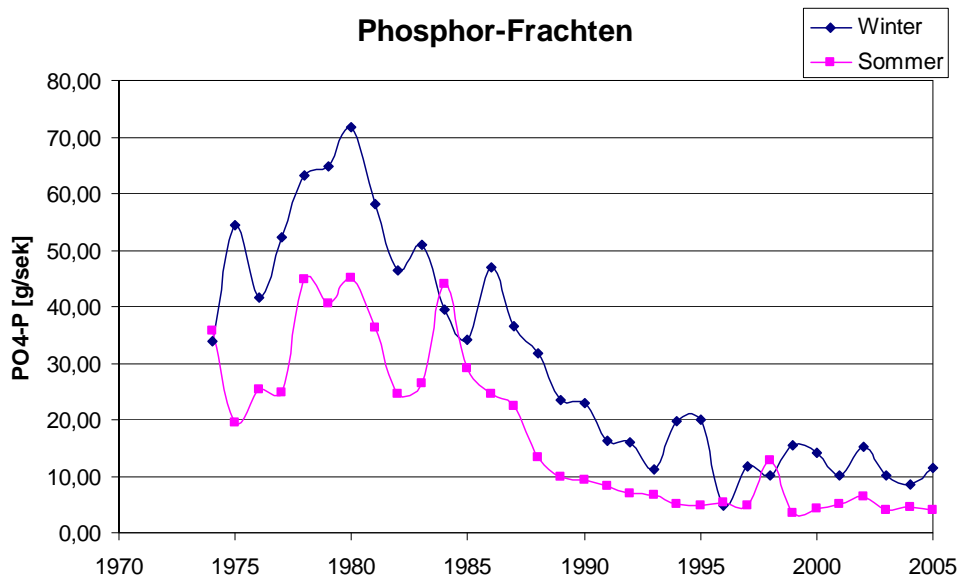


Abb. 8.1-5: Mittlere Frachten des ortho-Phosphates im Sommer- und Winterhalbjahr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) 1972 - 2005.

Ähnliche Verhältnisse wie für Nitrat zeigen sich auch für die Phosphatfrachten (Abb. 8.1-5). Auch bei den Phosphaten ist die Fracht im Sommer auf Grund von Aufnahme durch Phytoplankton und Makrophyten geringer als im Winter. Wiederum unterscheiden sich die Phosphatfrachten im Sommerhalbjahr zwischen 1995 und 2000 nicht signifikant von den Verhältnissen zwischen 2000 und 2005. Dies bedeutet, dass die Makrophyten in gleichem Maße Phosphate aufnehmen, wie dies in der phytoplankton-dominierten Phase durch die planktischen Algen erfolgte. Unterschiede bestehen jedoch in der Zeit und dem Ort ihrer Wiederfreisetzung: bei der Phosphataufnahme durch das Phytoplankton bleibt der Phosphor partikulär gebunden im Transportsystem Ruhr und in der planktischen Nahrungskette erhalten. Durch Fraß und Exkretion sind hier die Phosphor-Turn-over-Raten relativ hoch. Wird das Phosphat hingegen durch die Makrophyten aufgenommen, so ist es zunächst in der Pflanzenbiomasse fixiert und standortgebunden. Erst zum Winter hin brechen große Teile der Pflanzen ab und werden mit der Strömung verdriftet. Ihr weiterer Abbau erfolgt langsam während des Transportes, es sei denn, das Pflanzenmaterial wird an den Rechenanlagen der Wehre und Kraftwerke entnommen.

Auf Basis der Flächenabschätzung der Bestände von *Elodea nuttallii* im Verhältnis zu den transportierten Nährstofffrachten und den durchschnittlichen Nährstoffgehalten in den Pflanzen kann deren Leistung zur Nährstoffeliminierung abgeschätzt werden.

Die Literatur gibt den N-Gehalt von *Elodea nuttallii* mit Werten von 1,5 % bis 3,6 % des Trockengewichtes an. In den Ruhrstauseen wurden Anteile bis 3,4 % Trockengewicht ermittelt (vgl. Kap. 6.2).

Tab. 8.1-3: Biomasse *Elodea nuttallii* (Trockengewicht) im August 2005 im Kernader See, Harkortsee und Hengsteysee und Summe des fixierten Stickstoffs bei 1,5 %igem 3,6 %igem und 3,4 %igem N-Gehalt der Pflanzen

August 05	<i>Elodea nuttallii</i> Trockengewicht [t]	1,5 % N-Gehalt: Stickstoff [t]	3,6 % N-Gehalt: Stickstoff [t]	3,4 % N-Gehalt Stickstoff [t]
Kernader See	82,24	1,23	2,96	2,80
Harkortsee	85,65	1,28	3,08	2,91
Hengsteysee	95,52	1,43	3,44	3,25

Die Nitrat-N-Fracht an der Zornigen Ameise betrug im Sommerhalbjahr 2005 3327 t/a, d.h. 1663,5 t wurden in der Vegetationsperiode unterhalb der drei Flusstauseen gemessen.

Addiert man den N-Gehalt in der Pflanzenbiomasse (8,96 t bei 3,4 % N in *Elodea nuttallii* in den Ruhrstauseen) und der durch Mahd entnommenen Biomasse (76,65 t gemähte *Elodea nuttallii* (Trockenmasse) = 2,61 t N) hinzu, entspricht dies einer Fracht von 1675,17 t Stickstoff, von denen 0,69 % in Makrophytenbiomasse (erfasster Bestand + gemähte Biomasse) gespeichert wurden (unter Vernachlässigung des N-Anteils im Phytoplankton). Durch die Mahd wurden 0,16 % der Nitratfracht des Sommerhalbjahres als in Pflanzenmasse fixierter Stickstoff entnommen, die Nitratfracht des Winterhalbjahres wird nicht durch die Fixierung von Stickstoff in Pflanzenbiomasse reduziert. Diese Berechnung macht deutlich, dass die Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* in ihrer Wirkung zur Reduzierung der Stickstofffrachten zu vernachlässigen ist. Somit spielt auch die Mahd für die Nährstoffbilanz der Flusstauseen keine Rolle.

Tab. 8.1-4: Biomasse *Elodea nuttallii* (Trockengewicht) im August 2005 im Kernader See, Harkortsee und Hengsteysee und Summe des fixierten Phosphors bei 0,7 %igem und 0,9 %igem P-Gehalt der Pflanzen

August 2005	<i>Elodea nuttallii</i> Trockengewicht [t]	0,7 % P-Gehalt: Phosphor [t]	0,9 % P-Gehalt: Phosphor [t]
Kernader See	82,24	0,58	0,74
Harkortsee	85,65	0,60	0,77
Hengsteysee	95,52	0,67	0,86

Die Gesamt-Phosphat-P-Fracht (partikulär und gelöst) an der Zornigen Ameise betrug im Sommerhalbjahr 2005 127 t/a, d.h. 63,5 t wurden in der Vegetationsperiode unterhalb der drei Flusstauseen gemessen.

Addiert man den P-Gehalt in der Pflanzenbiomasse (1,84 t bei 0,7 % P in *Elodea nuttallii* in den Ruhrstauseen) und der durch Mahd entnommenen Biomasse (76,65 t gemähte *Elodea nuttallii* (Trockenmasse) = 0,54 t P) hinzu, entspricht dies einer Fracht von 65,88 t Phosphor, von denen 3,61 % in Makrophytenbiomasse (erfasster Bestand + gemähte Biomasse) gespeichert waren. Durch die Mahd wurden 0,82 % der Phosphatfracht des Sommerhalbjahres als in Pflanzenmasse fixierter Phosphor entnommen, die Phosphatfracht

des Winterhalbjahres wird nicht durch die Fixierung von Phosphor in Pflanzenbiomasse reduziert. Somit ist auch für den Phosphor die Fixierung in Makrophytenbiomasse sowie die Entnahme durch Mahd für die Nährstoffbilanz der Flusstauseen der Ruhr zu vernachlässigen.

Fazit

Die Entwicklung der *Elodea nuttallii*-Bestände folgt dem für diese Art typischen jährlichen Entwicklungszyklus. In den Ruhrstauseen ist die Hydraulik zu Beginn der Wachstumszeit im Frühjahr und das Lichtangebot bestandslimitierend und kann Abweichungen von dem normalen Entwicklungsschema hervorrufen. Die Nährstoffkonzentrationen spielen für das Ausmaß der Bestände keine Rolle. Außer den Grubenwässereinleitungen über den Ölbach wirken sich keine der physikochemischen Parameter hemmend auf das Makrophytenwachstum aus.

Die Makrophytenbestände selbst spielen als Nährstoffspeicher für die Stoffbilanz der Flusstauseen keine Rolle.

8.2 Mahd

Die Mahd stellt eine mechanische Methode zur Reduzierung bestehender Makrophytenbestände dar. Auch wenn im DWA Merkblatt M 606 (DWA 2005) der Erfolg der Mahd als Maßnahme gegen Makrophytenmassenbestände als „sicher wirksam“ eingestuft wird, muss die Maßnahme differenziert betrachtet werden. VAN NES et al. (2002) weisen auf die verschiedenen stabilen Zustände in Stillgewässern hin. Damit führt eine Mahd nicht zwangsläufig zu einer Reduktion der Makrophytenbiomasse im gleichen Ausmaß. Wird eine bestimmte kritische Makrophytendichte unterschritten, so reduzieren sich die Bestände auch ohne

weitere Maßnahmen weiter bis sie zusammenbrechen und in der Regel von einem phytoplankton-dominierten Zustand ersetzt werden. Nach deren Einschätzung ist es unmöglich, ein System durch Mahd in einen stabilen Zustand mit geringen Makrophytendichten zu überführen. SCHEPKER & KOWARIK (2002) berichten für das Land Niedersachsen, dass von den acht gegen *Elodea*-Massenvorkommen durchgeführten Maßnahmen keine zu dem gewünschten Erfolg führten. Auch BOWMER et al. (1995) kommen in ihrem Review zu den Management-Möglichkeiten von *Elodea canadensis*-Beständen zu dem Schluss, dass Mahd nicht geeignet ist, Bestände zu kontrollieren, sondern dass diese durch die dabei entstehenden Pflanzenfragmente sogar noch zur weiteren Ausbreitung der Bestände beiträgt. Dies bestätigen auch Untersuchungen von MIELECKI & PIECZYNSKA (2005).

Daher empfiehlt NEWMAN (2001, zitiert in DI NINO et al. 2005) für Großbritannien *Elodea nuttallii* zunächst durch Mahd in den Beständen zu reduzieren und dann die Gewässer mit einem Herbizid (Diquat) zu behandeln oder das Neuaufkommen nach der Mahd durch einen Besatz mit Graskarpfen zu unterdrücken. BOWMER et al. (1995) diskutieren die Vor- und Nachteile der verschiedenen bei *Elodea*-Bestände eingesetzten Herbizide, deren Nachteil in erster Linie darin liegt, dass dichte Biofilme aus Bakterien, Algen, Protozoen und Detritus den Kontakt zwischen Pflanzenzelle und Pestizid behindern. BOWMER et al. (1995) kommen daher zu dem Schluss, dass nur das Trockenfallen von mit *Elodea*-Arten befallenen

Gewässern über eine ausreichend lange Zeit mit gleichzeitigem Ausfrieren oder hohen Temperaturen und UV-Strahlung (australische Anwendungsbeispiele) zielführend sind.

GARBEY et al. (2003) weisen darauf hin, dass Mahd gerade die störungstoleranten Arten, zu denen auch *Elodea nuttallii* gehört, fördert, da diese in der Lage sind, die durch Mahd freigewordenen Bereiche schnell zu besetzen und damit andere Arten zu verdrängen. TREMP (2001) beschreibt, dass durch die Heterogenität der Habitatbedingungen in einem *Elodea*-dominierten Gewässer auch weitere Arten sich ansiedeln können und so die Diversität und Artenzahl sich vergrößern kann.

Quantitative Untersuchungen zur Mahd von Beständen von *Elodea nuttallii* in Fließgewässersystemen existieren außer in der Arbeit von DI NINO et al. (2005) nicht. Diese Untersuchungen an Fließgewässern in den Vogesen sind jedoch mit den Verhältnissen in den Ruhrstauseen nur eingeschränkt vergleichbar, da die untersuchten Gewässer in den Vogesen flach sind und die „Ernte“ nur lokal (30 m x 5 m) durchgeführt wurde. Zudem sind die maximalen Bestände in den Vogesen mit 822 g/m² im August 2003 deutlich geringer als die Biomasse bei Häufigkeitsklasse 5 = „massenhaft“ in den Ruhrstauseen (H 5: 2023 g/m²).

Untersuchungen zu den Effekten von Entkrautungsmaßnahmen in der Schweiz (KÄNEL 1998) sind auf Beispiele, in denen *Myriophyllum* und *Ranunculus* die dominierenden Makrophyten-Gattungen sind, beschränkt. *Elodea* kommt dort nur in geringen Anteilen mit der Art *Elodea canadensis* vor. Auch in diesen Untersuchungen blieb die Artzusammensetzung auch nach Entkrautungsmaßnahmen erhalten und die Bestände erholten sich von diesem Eingriff schnell. In der Literatur ist beschrieben, dass für die in den Ruhrstauseen vorkommenden Makrophyten die Mahd unproblematisch ist (vgl. KESEL et al. 2001, LANAPLAN 2002, VAN DE WEYER 1997, WIEGLEB et al. 1989). Arten, die konkurrenzschwächer als *Elodea* sind, wie z.B. das Wechselblütige Tausendblatt (*Myriophyllum alterniflorum*), werden sogar durch die Mahd gefördert. Somit stellt der mechanische Eingriff der Mahd für die Makrophytengemeinschaft keinen negativ wirkenden Faktor dar.

Wird der Wirkungsgrad der verschiedenen Entkrautungstechniken verglichen, ist festzustellen, dass das Abschneiden der Makrophyten (= Mahd) eine kürzer andauernde Wirkung hat als das Dredgen (= Einsatz von Schleppsensen). In der Studie von KÄNEL (1998) konnten die Auswirkungen von Makrophytenbeständen auf den Sauerstoffhaushalt (starke Tag-Nacht Schwankungen) durch Mahd nur sehr kurz beeinflusst werden, da die durch Mahd frei gewordene Fläche durch epibenthische Algen besiedelt wurden, die ihrerseits die Primärproduktion des Gewässers wieder ansteigen ließen.

MADSEN (2000) empfiehlt für das betroffene Gewässer jeweilig ein maßgeschneidertes Konzept verschiedener Managementstrategien, das die Prioritäten und Ziele aller Nutzer berücksichtigt. Alle Bereiche des Sees sollten hierbei nach Nutzung, Einschränkungen und Prioritäten kategorisiert werden. Für die jeweiligen Zonen sollen dann mögliche Maßnahmen gewählt werden, um eine kosteneffiziente Lösung zu finden.

In dieser Studie von MADSEN (2000) zu den Effekten der Entkrautung konnten jedoch negative Auswirkungen auf das Makrozoobenthos der untersuchten Gewässer nachgewiesen werden. Betroffen waren in erster Linie Arten, denen die Pflanzen als Habitat dienen (einige Chironomiden-Gruppen (Zuckmücken) und Simuliiden (Kriebelmücken)).

Mobile Wirbellose wie Ephemeroptera (Eintagsfliegen) und Sedimentbewohner, z.B. Muscheln, waren weniger betroffen.

Die Sichtung des Mähgutes aus den Ruhrstauseen zeigte, dass darin vereinzelt Jungfische, amerikanische Flusskrebse (*Orconectes limosus*), Libellenlarven und Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) enthalten waren. Deren Anteil wurde jedoch auch von der Ruhrfischereigenossenschaft als gering und für das Ökosystem als unerheblich eingestuft.



Abb. 8.2-1: Rotfeder (*Scardinius eryophthalmus*) als Beifang im Mähgut von *Elodea nuttallii*

Die Mahd mittels Mähboot ist sinnvoll erst dann einzusetzen, wenn die Makrophyten eine ausreichende Länge erreicht haben und quantitativ auch entnommen werden können. Der Einsatz von Schleppsensen, um bereits die aufwachsenden Bestände zu reduzieren, hat nach ersten Versuchen 2005 keine Auswirkungen auf die weitere Bestandsentwicklung erbracht. Auf den Einsatz der Schleppsensen zu einem späteren Zeitpunkt im Jahr wurde verzichtet, da trotz nachhaltigerer Wirkung das Abtreiben der mit der Schleppsense abgeschnittenen oder ausgerissenen Pflanzen, die nicht quantitativ aufgenommen werden können, zu Betriebsstörungen an den Rechenanlagen der Kraftwerksbetreiber geführt hätte.

Eine systematische Überprüfung der Auswirkungen des Schleppsensoreinsatzes konnte 2006 auf Grund des Ausbleibens einer Makrophytenmassenentwicklung nicht durchgeführt werden.

Die Untersuchungen in den Testfeldern 2007 bestätigen jedoch die Aussagen aus dem Jahr 2005, dass der Einsatz von Schleppsensen früh im Jahr keinen reduzierenden Effekt auf die Bestandsentwicklung von *Elodea nuttallii* hat. Bei dem Vergleich zwischen der Wirkung von Mahd und Schleppsensen-Einsatz konnten weder in der akuten Wirkung noch in der Nachhaltigkeit der Effekte Unterschiede nachgewiesen werden.

Abb. 8.2-2 zeigt exemplarisch für den Kemnader See die Makrophytenbestände als Biomassen Frischgewicht für die Jahre 2004 und 2005. Diese Werte basieren auf den Flächenbestandsermittlungen aus dem Vor-Ort Verfahren (vgl. 7.4-28) und der Luftbildauswertung (vgl. Abb. 7.4-23). Unter Verwendung der flächenbezogenen Biomassebestimmung für die einzelnen Häufigkeitsstufen (vgl. Abb. 7.6-2) kann die Gesamt-Biomasse an Makrophyten für einen See abgeschätzt werden.

Da zwischen den einzelnen Terminen der Bestandserhebung die Makrophyten gemäht wurden, sind in der Abb. 8.2-2 die jeweils zwischenzeitlich bei der Mahd entnommen Pflanzmassen zusätzlich dargestellt.

Kemnader See: Makrophytenbestand und Mahd

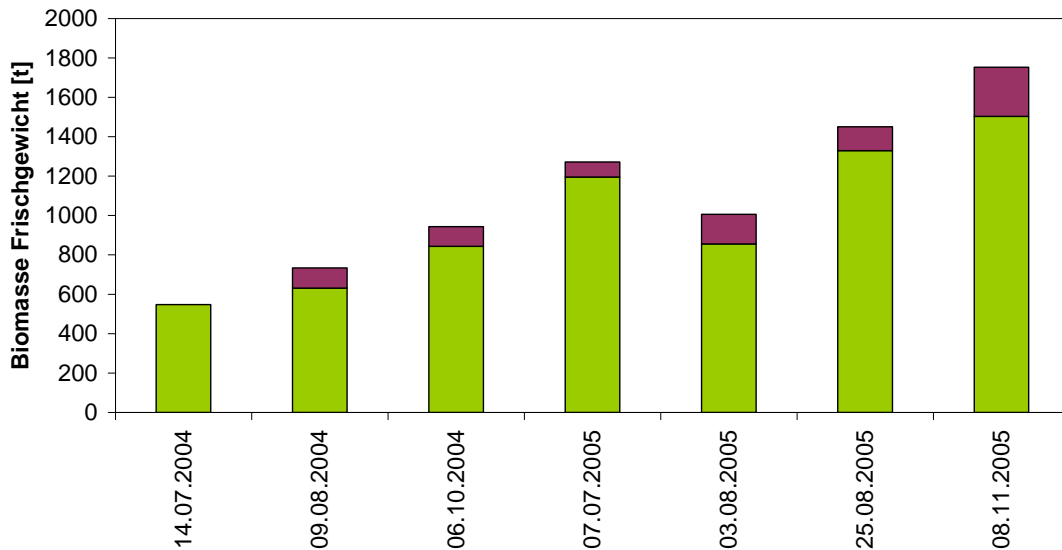


Abb. 8.2-2: Bilanzierung der Makrophytenbestände des Kemnader Sees (grüner Balken) für 2004 und 2005 mit Darstellung der vor der jeweiligen Bestandsaufnahme durch Mahd entnommenen Biomasse (violetter Balken)

Es wird deutlich, dass in den jeweiligen Zeiten zwischen den Bestandserhebungen ca. 10 % bis 25 % der Bestände durch Mahd entnommen wurden. Da *Elodea nuttallii* jedoch in der Lage ist, pro Woche ca. 15 % Zuwachs zu erbringen (vgl. Kap. 7.10), werden die Verluste der Mahd durch Wachstum wieder ausgeglichen. Dies führt dazu, dass die Bestände in der Vegetationsperiode trotz regelmäßiger Mahd weiterhin zunehmen.

Elodea-Mahd Kemnader See

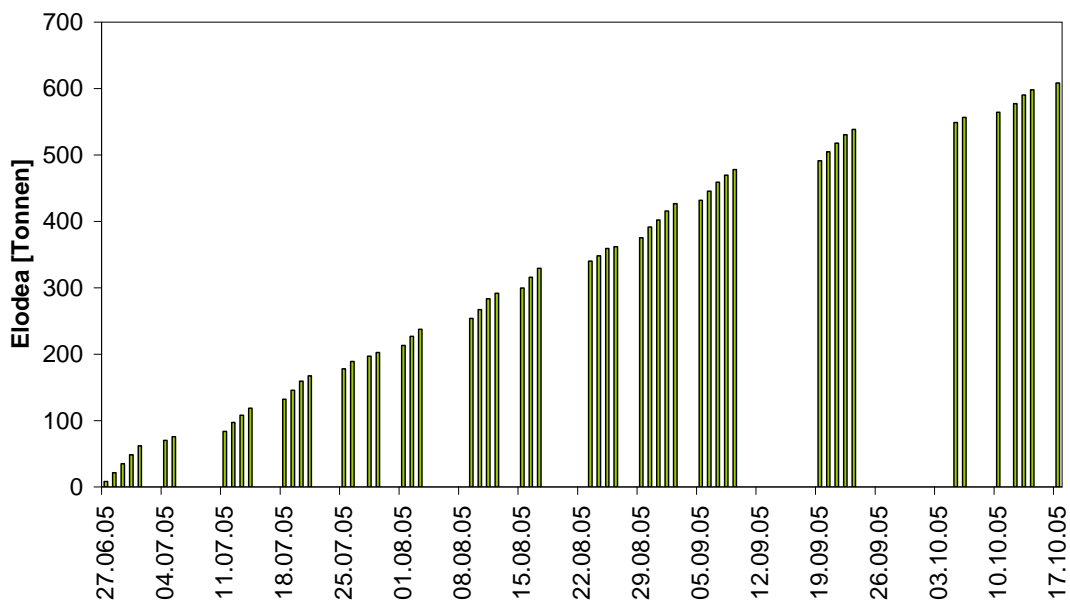


Abb. 8.2-3: Summendarstellung der Mahd am Kemnader See 2005

Der Rückgang der Bestände im Kemnader See zwischen 01.07. und 03.08.2005 ist nicht auf die intensivere Mahd (210 t) sondern auf den erhöhten Abfluss > MQ zurückzuführen, der Pflanzen ausgerissen oder abgebrochen hat.

Abb. 8.2-3 zeigt, dass in der Vegetationsperiode 2005 ab dem Zeitraum, in dem die Makrophyten eine ausreichende Länge erreicht hatten, diese nahezu kontinuierlich gemäht wurden. Ausfallzeiten sind auf ungünstige Abflussbedingungen, Wartungs- bzw. Reparaturarbeiten am Mähboot oder auf personellen Ausfall zurückzuführen.

Hieraus ergeben sich folgende Aussagen:

- Eine Ausdehnung der Mahdzeit in das Frühjahr oder in den Herbst hinein ist nicht zielführend und würde nicht zu einem größeren Erfolg bei der Freihaltung von Wasserflächen führen
 - Die Mähintensität von durchschnittlich 15,5 t pro Tag ist mit der vorhandenen Ausrüstung nur unwesentlich steigerbar.
- ⇒ Die Mahd, wie sie 2004, 2005 und 2007 an Harkortsee und Kemnader See durchgeführt wurde, ist nicht in der Lage die gesamten Wasserflächen für die Wassersportnutzung freizuhalten und die Pflanzenmassen mit ihrem Gefährdungspotenzial für die Wasserkraftnutzung nachhaltig zu reduzieren.
- ⇒ Rechenexempel für die Bestände des Kemnader Sees 2005 unter der Annahme, dass *Elodea nuttallii* in der Lage ist, die Biomasseverluste zwischen der Mahd wieder auszugleichen:
- Um die Bestände auf ca. 80 % ihrer Ausdehnung zu reduzieren und somit die Nutzung zu ermöglichen ohne die positiven ökologischen Effekte der Makrophytenbestände zu verlieren, müssten bis Juli 960 t, danach bis August weitere 685 t, bis September weitere 1000 t und bis Anfang November 1200 t gemäht werden. Die zu mähende Masse an Makrophyten von 3845 t entspricht einem Arbeitsaufwand von ca. 250 Tagen. In der Wachstumsperiode der Makrophyten 2005 konnte am Kemnader See nur an 55 Tagen gemäht werden, d.h. für den Kemnader See müssten ca. fünf Mähboote in der Vegetationsperiode gleichzeitig im Einsatz sein, um das Bewirtschaftungsziel zu erreichen.

Unter Berücksichtigung, dass das Freihalten von Harkortsee und Hengsteysee einen vergleichbaren Aufwand erforderlich machen würde, wird deutlich, dass Mahd auf Grund des hohen Kosten- und Personalaufwands und der fehlenden Nachhaltigkeit nicht die geeignete Methode des Makrophyten-Management ist.

Fazit

Eine Mahd ist als Maßnahme nicht geeignet, die Makrophytenbestände in den Ruhrstauseen nachhaltig zu reduzieren. Dabei ist es unerheblich, ob gemäht oder eine Schleppsense eingesetzt wird. Auch eine erhöhte Mahdfrequenz führt nicht zu einer Reduktion der Wiederverkrautung.

Da negative Auswirkungen von Makrophytenmassenbeständen auf den Stoffhaushalt der Ruhrstauseen nicht nachzuweisen sind (z.B. makrophytenbedingte Tag-/Nacht-Schwankungen im Sauerstoffhaushalt, herbstliche O₂-Defizite beim Abbau absterbender Pflanzenbiomasse), wirkt sich die Mahd durch Entnahme der Pflanzenmassen hierauf auch nicht positiv aus.

Negative Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung der Makrophytenbestände hat die Mahd ebenfalls nicht. Auswirkungen auf das Makrozoobenthos sind möglich, jedoch nicht wahrscheinlich, da vagile Formen und Sedimentbewohner dominieren. Der Einfluss auf Fische und größere Wirbellose kann vernachlässigt werden.

Damit empfiehlt sich die Mahd als Maßnahme in der Übergangsphase, bevor nachhaltige Managementstrategien der Biomanipulation wirksam werden, um lokal Bereiche von Makrophyten frei zu halten. Sinnvoll ist der Einsatz im Bereich von Hafenanlagen, um den Zugang zu noch unverkrauteten Seebereichen freizuhalten oder um gezielt Regattastrecken makrophytenfrei zu halten.

Eine Reduzierung der Biomasse, damit bei herbstlich erhöhten Abflusssituationen weniger Pflanzenmaterial abtreibt und die Rechenanlagen der Wasserkraftanlagen blockiert, ist durch Mahd in einem realistischen Umfang nicht zu leisten. Eine Abhängigkeit der abtreibenden Makrophytenmasse und deren Anfall an den Rechenanlagen von den Mähaktivitäten, wie dies von den Betreibern befürchtet wurde, konnte jedoch auch nicht nachgewiesen werden (HECHT 2006). Auch ist die Mahd nicht geeignet, in Pflanzenbiomasse gespeicherte Nährstoffe in nennenswertem Umfang aus dem System zu entfernen (siehe Kap. 8.1).

8.3 Biologische Managementstrategien

Beim biologischen Management zur Bewirtschaftung von *Elodea*-Massenbeständen sind verschiedene Strategien möglich:

- Herbivorie (= Förderung bzw. Besatz mit pflanzenfressenden Arten)
- Raumkonkurrenz (= Förderung von Makrophytenarten, die die selben ökologischen Nischen und Standorte wie *Elodea nuttallii* besetzen, jedoch ohne deren negative Effekte auf die Gewässernutzung zu haben)
- „Parasitismus“
- Biomanipulation des Lichtregimes

Bei der Auswirkung der **Herbivorie** auf die Wasserpest-Arten ist zwischen Fischen, Vögeln und dem Makrozoobenthos zu differenzieren; hierbei ist zu beachten, dass es sich z.T. um

ein natürliches Phänomen handelt, dessen genauer Einfluss jedoch zumeist schwer zu quantifizieren ist (BEGON et al. 1991).

Die Auswirkungen von Graskarpfen auf die Wasserpest-Arten werden sehr unterschiedlich dokumentiert. Nach WEBER-OLDECOP (1977a, b) wurde *Elodea nuttallii* von Chinesischen Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) im Maschsee in Hannover nicht verbissen. In der vorliegenden Untersuchung hingegen wurde *Elodea nuttallii* von Graskarpfen in Aquarienversuchen auch bei Nahrungspräferenzversuchen gerne als Nahrung angenommen. Eine experimentelle Übertragung auf Freilandbedingungen war 2006 wegen des Ausbleibens von *Elodea*-Beständen nicht möglich. Im Eylar See (Niederrhein) führte der Einsatz der Graskarpfen zur vollständigen Vernichtung aller Wasserpflanzen. Im Gratenpoeter See bei Ratingen finden sich nur noch einige Reste von Wasserpflanzen. In der Bostal-Talsperre im Saarland wurden nur die jungen Sprosse der Wasserpest verbissen (WOLFF, mdl. Mittlg.). Wahrscheinlich sind die Unterschiede in Abhängigkeit von den eingesetzten Arten und den Populationsdichten zu sehen. Mittlerweile ist der Besatz von durchflossenen Gewässern mit Graskarpfen nach dem Landesfischereigesetz NRW verboten. In den Niederlanden und in Polen wurde Verbiss an *Elodea* durch Rotfedern und Rotaugen festgestellt (PREJS 1984, VAN DONK 1998, VAN DONK & GULATI 1995, VAN DONK et al. 1994).

Aus diesem Grund konzentrierte sich das Projekt auf die Etablierung eines sich selbst reproduzierenden Rotfeder-Bestandes, um mit dieser heimischen Fischart die Bestände zu kontrollieren.

Die Labor-Experimente mit Rotfedern ergaben wichtige Ergebnisse, die für die Verwendung dieser Art zur Biomanipulation von *Elodea*-Bestände sprechen:

- Rotfedern präferieren auch in Mischbeständen *Elodea nuttallii* als Nahrung und nehmen von dieser Art am meisten auf. Der Raumkonkurrent von *Elodea nuttallii*, die Armleuchteralge *Nitella mucronata*, wird hingegen als Nahrung gemieden.
- Rotfedern nehmen ab Wassertemperaturen von ca. 6 °C Nahrung zu sich und sind damit in der Lage während der gesamten Vegetationsperiode von *Elodea nuttallii* auf diese Art einen Fraßdruck auszuüben.
- Rotfedern sind omnivor. Sie präferieren zwar Pflanzenmaterial als Nahrung, nehmen aber auch tierische Nahrung in Form von Zooplankton und Zoobenthos auf. Damit besteht bei Rotfedern nicht die Gefahr der vollständigen Vernichtung von Makrophytenbeständen durch übermäßige Beweidung.

Eine Berechnung belegt, dass Rotfedern potenziell in der Lage sind, die *Elodea*-Bestände der Ruhrstauseen zu kontrollieren:

Abschätzung der Fraßleistung der Rotfedern im Sommer und zu Beginn der Vegetationsperiode von *Elodea nuttallii* auf Basis der Experimente in Kap. 7.9.1:

Sommer:

Experimente 2004: bei Raumtemperatur fressen Rotfedern im Mittel 4,4 g *Elodea nuttallii* (Nassgewicht) pro Tag. (Rotfedern Ø Länge: 12 cm; Ø Gewicht: 30 g)

Experimente 2005: Im Sommer (WT 20 °C) fressen Rotfedern im Mittel 3,3 g *Elodea nuttallii* (Nassgewicht) pro Tag. (Rotfedern Ø Länge: 12 cm; Ø Gewicht: 17 g)

2004 wären ca. 850.000 Rotfedern notwendig gewesen um den *Elodea*-Bestand des Kemnader Sees (674 t) im Sommerhalbjahr vollständig aufzufressen.

2005 wären ca. 1,34 Mio. Rotfedern notwendig gewesen um den *Elodea*-Bestand des Kemnader Sees (798 t) im Sommerhalbjahr vollständig aufzufressen.

Aktueller Besatz im Kemnader See: 106.600 Fische (Größe: 2 cm bis 25 cm)

Schlussfolgerung: ohne Reproduktion ist der Rotfederbestand nicht in der Lage, das sommerliche Makrophytenmaximum zu beeinflussen.

Beginn der Vegetationsperiode:

Elodea nuttallii beginnt ihr Frühjahrswachstum bei einer Wassertemperatur zwischen 8,2 °C und 12 °C (OZIMEK et al. 1993).

Annahme: der überwinterte, wieder austreibende Bestand von *Elodea nuttallii* beträgt im Kemnader See 1 % des sommerlichen Bestandes (= ca. 8 Tonnen).

Rotfedern fressen bei 12 °C Wassertemperatur 1,3 g *Elodea* /Tag, d.h. ca. 102.000 Rotfedern wären in der Lage das Anfangswachstum innerhalb von zwei Monaten zu kontrollieren.

Schlussfolgerung: der im Projektzeitraum vorgenommene Besatz sollte in der Lage sein das Massenaufkommen von *Elodea nuttallii* bereits zu Beginn des Wachstums zu unterbinden.

Aber: Bei einem Besatz mit juvenilen Fischen mit ≤ 6 cm Körperlänge ist von einer natürlichen Mortalität von ca. 90 % auszugehen, so dass der vorgenommene Besatz bis jetzt noch nicht ausreichend ist.

Diese Abschätzung zeigt, dass es potenziell möglich ist, die Bestandsentwicklung von *Elodea*-Beständen über Herbivorie durch Rotfedern zu kontrollieren. Der Erfolg dieser Maßnahme ist dabei abhängig von der vorhandenen Fischdichte.

Obwohl im Kemnader See mehrfach auch mit laichreifen Fischen besetzt wurde, konnte bis jetzt nur ein sehr geringer Reproduktionserfolg dieser Art nachgewiesen werden. Auch die Wiederfangrate der ausgesetzten Fische war bis jetzt marginal. Dies ist umso erstaunlicher da:

- die Untersuchungen der Wasserqualität belegen, dass die Bedingungen gut geeignet sind für das Überleben der Fische sowie für das erfolgreiche Aufkommen von Rotfederlaich und -brut.
- durch die Makrophytenbestände geeignete Laichhabitate gegeben sind (Bei den Rotfedern befestigt das Weibchen die Eier mittels eines Klebsekrets an Wasserpflanzen im Flachwasserbereich).
- der Kormoran als fischfressender Vogel in seinen Dichten an den Ruhrstauseen langsam zurückgeht.
- Raubfische, wie Hecht, Zander oder Wels, fehlen oder nur in vergleichsweise geringen Dichten im Kemnader See vorkommen.
- Fischsterben am Kemnader See nicht beobachtet wurden.
- ein massiver Druck von Seiten der Angler auf Rotfedern nicht ausgeht.

Eine mögliche Erklärung für den geringen Wiederfang der eingesetzten Fische könnte in einer Abwanderung über das Wehr bei erhöhten Abflüssen oder in einer Aufwanderung in den oberhalb des Kemnader Sees gelegenen Ruhrabschnitt liegen. Eine Aufwanderung in den Ölbach bzw. die Schönungsteiche der Kläranlage Ölbachtal ist auf Grund der durch ein Wehr unterbrochenen Durchgängigkeit auszuschließen.

Des Weiteren ist es möglich, dass durch die Stichprobenuntersuchungen (Stellnetze und Elektrofischung) die vorhandenen Rotfederbestände im Kemnader See, methodisch bedingt, nicht erfasst wurden.

Der gesicherte Nachweis, dass sich die ausgesetzten Rotfedern erfolgreich im Kemnader See reproduziert haben, ist jedoch als Indiz dafür zu sehen, dass die Bedingungen in den Ruhrstauseen durchaus geeignet sind, dass sich ein natürlicher Bestand aufbauen lassen kann und keine bis jetzt unbekannte Faktoren dies grundsätzlich verhindern. Daher empfiehlt es sich, den Besatz möglichst fortzusetzen und die Bestandsentwicklung weiterhin zu kontrollieren.

Die Kontrolle der *Elodea*-Pflanzen in den Beständen lieferten auch keine eindeutig auf Fischfraß hinweisende Fraßspuren. Allerdings können einige Beobachtungen möglicherweise auf den Einfluss des Fischbesatzes hindeuten:

- im Jahr 2006 führte der hochwasserbedingt verspätete Beginn des *Elodea*-Wachstums nicht zu dem gemäß Lebenszyklus (vgl. Abb. 2-4) zu erwartenden Längenwachstum unverzweigter Pflanzen. Stattdessen blieben die Pflanzen von *Elodea nuttallii* niederwüchsig und verzweigt.

Verursacht könnte diese Wuchsform dadurch sein, dass Rotfedern, die bei *Elodea nuttallii* besonders gerne die grünen Knospen fressen, die Triebspitzen der in die Länge wachsenden Pflanzen abgebissen haben. Dies führte bei der Pflanze zu verstärkter Verzweigung und Wurzelbildung, wie in Abb. 8.3-1 gut erkennbar. Die Pfeile markieren Verzweigungen, bei denen ihrerseits wiederum die Triebspitzen fehlen.



Abb. 8.3-1: *Elodea nuttallii* – gedungen-verzweigte Wuchsform im Sommer 2006. Die Pfeile markieren fehlende Triebspitzen.

- Abb. 7.4-25 und 7.4-26 a bis d sowie die Bestandsprotokolle im Anhang belegen, dass die Makrophytenentwicklung 2006 im Kemnader See später einsetzte als in den anderen beiden Seen und *Elodea nuttallii* dort nur in geringen Dichten oder gar nicht nachgewiesen werden konnte. Dies könnte auch seine Ursache in einem verstärkten Fraßdruck durch die dort ausgesetzten Rotfedern haben. Gerade zu Zeiten geringer Makrophytenbestandsdichten sollte der Fraßdruck durch Fische am wirksamsten sein.

- In wieweit das 2006 im November im Hengsteysee, Kemnader See und Baldeneysee beobachtete Fehlen von Triebspitzen an *Elodea nuttallii* aber auch an *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt) (Abb. 8.3-2 a und b) mechanisch durch erhöhte Strömung oder durch Fisch- oder Vogelfraß verursacht wurde, kann nicht entschieden werden und sollte als Phänomen weiter beobachtet werden.

Im Jahr 2007 bildeten sich, wie in den Jahren zuvor, wieder Makrophyten-Massenbestände aus, die im Kemnader See die Wasseroberfläche großflächig erreichten. Ein Effekt durch Fraßdruck der Rotfedern war nicht nachzuweisen. Die für das Jahr 2006 beschriebenen gedrungenen Wuchsformen von *Elodea nuttallii* zeigten sich 2007 in Ansätzen nur in den Beständen des Harkortsees. Hier erfolgte das Streckungswachstum so langsam, dass die Makrophyten die Wasseroberfläche nicht erreichten. Die Ursachen hierfür bleiben unklar, da auch der Raumkonkurrent von *Elodea*, die Glanzleuchteralge *Nitella mucronata* nur in geringen Dichten nachzuweisen war und damit als Ursache für die geringe Dichte von *Elodea nuttallii* im Harkortsee für das Jahr 2007 ausscheidet.



Abb. 8.3-2: Im Hengsteysee sind im Oktober 2006 die Spitzen der älteren Triebe von *Elodea nuttallii* und vom Ährigen Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) abgerissen bzw. abgebissen. Dies trifft nicht für die jüngeren Sprosse zu. (Foto: van de Weyer)

Im Vergleich zu Rotfedern sind Graskarpfen wahrscheinlich für eine dauerhafte Kontrolle der Makrophytenbestände auf einem geringen Dichteniveau wenig geeignet. Graskarpfen beginnen mit ihrer effizienten Fraßtätigkeit erst bei Wassertemperaturen über 20 °C. Diese Bedingungen werden in den Ruhrstauseen meist erst im Sommer erreicht, wenn *Elodea nuttallii* in ihrem Wachstum bereits fortgeschritten ist und stellenweise bereits die Oberfläche erreicht hat und damit bereits Konflikte mit der Freizeitnutzung bestehen. Um die dann bereits gebildete Pflanzenbiomasse zu fressen, würden entsprechend hohe Dichten an Graskarpfen benötigt. Aus Erfahrungen mit solchen Besatzmaßnahmen (siehe oben) ist bekannt, dass es häufig durch Überweidung dann zu einem Totalausfall der Makrophytenbestände kommt, da Graskarpfen als reine Pflanzenfresser nicht in der Lage sind, auf andere Nahrung umzustellen. Hierin liegt ein weiterer Vorteil der fakultativ omnivoren Rotfedern, die bei geringem Angebot an pflanzlicher Nahrung auf tierische Kost umstellen. Daher wäre auch ohne bestehen des Verbots ihres Besatzes von der Verwendung von Graskarpfen zur Biomanipulation abzuraten und statt dessen Rotfedern vorzuziehen.

Fazit

Rotfedern sind potenziell geeignet *Elodea*-Massenentwicklungen durch Herbivorie zu kontrollieren. Dabei entfalten sie ihre größte Wirkung beim Fressen der jungen, gerade austreibenden *Elodea*-Pflanzen im Frühjahr. Voraussetzung für den Erfolg dieser Maßnahme ist eine ausreichende Fischdichte.

In den Ruhrstauseen ist es unsicher, ob diese Dichte bereits gegeben ist. Beobachtungen im Jahr 2006 sprechen dafür, dass bei der nur geringen Bewuchsdichte der Fraßdruck der Rotfedern ein weiteres Vermehren der Makrophytenbestände unterdrückt hat.

Es empfiehlt sich, den Rotfederbestand weiterhin durch Besatz zu stützen und seine Auswirkungen auf die Makrophytenbestände zu kontrollieren. Es ist davon auszugehen, dass es einige Jahre dauert, bis sich ein ausreichend dichter, sich selbst durch Reproduktion erhaltender Rotfederbestand etabliert hat.

Der Verbiss von *Elodea*-Pflanzen durch Wirbellose ist ebenfalls mehrfach belegt (NEWMANN 1991, SHELDON 1987, JACOBSON & SAND-JENSEN 1992). JACOBSON & SAND-JENSEN (1992) konnten nur geringe Schäden an der Kanadischen Wasserpest feststellen (durchschnittlich 1 %, maximal 10 %), während die Wirbellosen eine deutliche Präferenz für Laichkräuter (*Potamogeton*) zeigten. In der vorliegenden Untersuchung fraßen Flohkrebse (Gammaridae) am meisten von Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) gefolgt vom Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*). *Elodea nuttallii* steht bei einem Angebot verschiedener Pflanzenarten erst an dritter Stelle mit ca. einem Drittel der Menge, die im Vergleich dazu von

Ceratophyllum demersum gefressen wurde.

In der vorliegenden Untersuchung nahmen zwar die in den Ruhrstauseen vorkommenden Schneckenarten *Elodea nuttallii* nicht als Nahrung an, jedoch konnte erstmals nachgewiesen werden, dass Gammariden einen bedeutenden Beitrag zur Herbivorie leisten können. In der Fraßleistung unterscheidet sich die heimische Art *Gammarus roeseli* nicht von der Fraßleistung der neozoischen Arten *Gammarus tigrinus* und *Dikerogammarus villosus*. Bei Letzterem ist jedoch zu beachten, dass diese Art sich zu einem hohen Maße räuberisch ernährt und Pflanzenmaterial nur einen gewissen Anteil seiner Nahrung darstellt. Dies war unter den Versuchsbedingungen anders, da dort ihm nur Pflanzenmaterial als Nahrung zur Verfügung stand. *Echinogammarus berilloni*, eine weitere neozoische Amphipodenart, die das Ruhr-Einzugsgebiet bis zum Westerbach aufwärts besiedelt hat, nimmt *Elodea nuttallii* als Nahrung nicht an und kann als Fraßfeind vernachlässigt werden.

Auch für die Gammariden kann auf Basis der Fütterungsversuche (Kap. 7.9.2) bilanziert werden, in wieweit sie durch ihren Fraßdruck für die Reduzierung von *Elodea*-Beständen von Bedeutung sind:

Für die Bilanzierung werden im Folgenden die Biomassedaten verwendet bei alleiniger Futtergabe von *Elodea nuttallii* und nicht die Menge *Elodea nuttallii*, die bei gleichzeitigem Angebot verschiedener Wasserpflanzenarten von den Gammariden gefressen wurden. Da in den Untersuchungsjahren 2004 und 2005 Reinbestände von *Elodea nuttallii* in den oberen drei Ruhrstauseen den größten Flächenanteil ausmachten und auch in den Mischbeständen zumeist *Elodea nuttallii* in der Biomasse dominierte, ist dies sinnvoll. Zudem ist davon

auszugehen, dass Gammariden, obwohl mobil, keine größeren Wanderungen auf der Suche nach für sie attraktiverer Nahrung unternehmen werden.

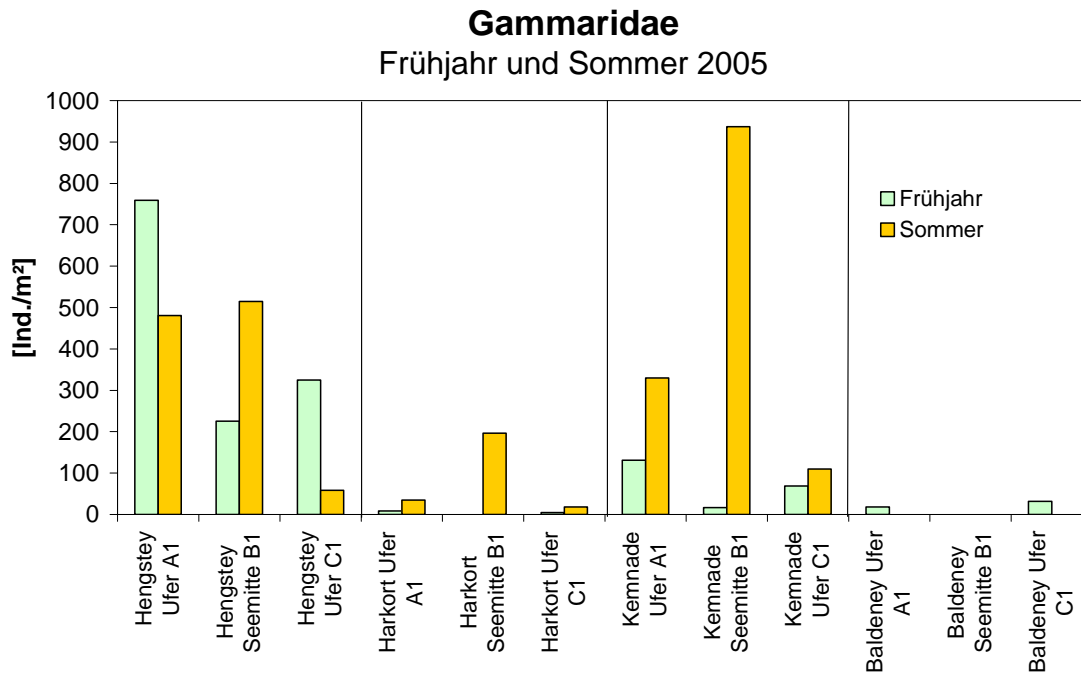


Abb. 8.3-3: Abundanz der Gammaridae im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee bei der flächenbezogenen Beprobung im Frühjahr und Sommer 2005

Abb. 8.3-3 zeigt die mittleren Dichten der Gammaridae in den Ruhrstauseen. Auffällig ist bei dem Vergleich der Gammariden-Abundanzen, dass Hengsteysee und Kemnader See dicht besiedelt sind, während im Harkortsee und Baldeneysee diese Tiere fehlen oder nur vereinzelt gefunden werden. Bei dem Baldeneysee ist die geringe Dichte über das Fehlen an geeigneten Habitatstrukturen als Versteck und Nahrungsraum (geringe Makrophytenbestände) zu erklären, die geringen Dichten im Harkortsee sind noch Folgen der Sedimenträumung im Jahr 2001 sowie durch die Einleitung aus der nahegelegenen Kläranlage zu begründen, die auch den im Vergleich zu den anderen Stauseen höheren Saprobienindex verursacht (vgl. Abb. 7.9-1). Für die Abschätzung der Fraßleistung wird daher mit Bezug auf Hengsteysee und Kemnader See mit einer mittleren Individuendichte von 400 Individuen/ m² gerechnet. Da die Untersuchungen belegen, dass die Gammariden nicht nur die Uferbereiche, wie sonst für Seen typisch, sondern die gesamte Seefläche besiedeln, kann diese vollständig als besiedelbarer Lebensraum in die Berechnung einfließen. Berücksichtigt werden für die Berechnung jedoch nur die mit Makrophyten bestandenen Flächen.

Abschätzung der Fraßleistung von Gammariden (siehe auch Tab. 8.3-1):

- Bei einer mittleren Fraßleistung von 2,5 mg *Elodea* pro Tier und Tag können im Sommerhalbjahr (180 Tage) von jedem Tier 0,375 g verzehrt werden.

Tab. 8.3-1: Abschätzung der Fraßleistung der Gammariden in den Ruhrstauseen in den Jahren 2004 und 2005; (*) auch im Harkortsee wird mit einer mittleren Dichte von 400 Gammariden/ m² gerechnet, da dies auch für diesen See der potenziellen Dichte entspricht.

	Hengsteysee	Harkortsee (*)	Kemnader See
Makrophytenflächen 2004 [km ²]	0,66	0,83	0,42
Makrophytenflächen 2005 [km ²]	0,73	0,76	0,74
Biomasse <i>Elodea nuttallii</i> [t] 2004	1053	1643	844
Biomasse <i>Elodea nuttallii</i> [t] 2005	1214	1372	1041
Gammariden im See 2004	264.783.040	331.745.600	166.835.600
Gammariden im See 2005	291.080.000	305.200.000	297.240.000
Fraßmenge im Sommerhalbjahr 2004 [t]	119	149	75
Fraßmenge im Sommerhalbjahr 2005 [t]	131	137	134
Anteil des Bestandes [%] 2004	11,3	9,1	8,9
Anteil des Bestandes [%] 2005	10,8	10,0	12,9

Unter Berücksichtigung der maximal in den beiden Jahren mit Makrophyten bestanden Flächen, der dort lebenden Gammariden und deren Fraßmenge kann abgeschätzt werden, dass bei Vernachlässigung der Wiederverkrautung durch die schnelle Regenerationsfähigkeit von *Elodea nuttallii*, die vorhandenen Gammariden im Sommerhalbjahr in der Lage sind, zwischen 9 % und 13 % des Bestandes zu fressen.

Damit spielt auch der bereits bestehende Fraßdruck durch das Makrozoobenthos, der in der Literatur zumeist als unerheblich eingestuft wird, für die Bestandsentwicklung eine nicht zu vernachlässigende Größe.

Während Gammariden bis jetzt als Akteure der Herbivorie noch nicht betrachtet wurden, gibt es Berichte, dass einige Wasserschmetterlinge und Wasserkäfer-Arten in der Lage sind, Makrophytenbestände signifikant zu dezimieren, sogar gezielt zum Management von Makrophytenbeständen eingesetzt werden (LODGE. 1991, CYR. & PACE., 1993, SAND-JENSEN et al. 1994, JOHNSON et al. 1998, GROSS & JOHNSON 2001).

Auch in Deutschland wird vom Steinhuder Meer berichtet, dass dort der Wasserschmetterling (*Acentria ephemerella*), der in den USA größere Schäden an Beständen von *Myriophyllum spicatum* verursacht, ebenfalls vorkommt. Die Larven dieses Wasserschmetterlings minieren in Blättern und Sprossen von Wasserpflanzen. Im Steinhuder Meer wurde beobachtet, dass *Acentria ephemerella* nur die heimischen Wasserpflanzen, nicht aber *Elodea* befallen hatte (POLTZ, pers. Mittlg.).

Auch in den Ruhrstauseen kommt *Acentria ephemerella* vor (Abb. 8.3-4), jedoch sind ihre Dichten geringer als in den USA, wo ihr massenhaftes Auftreten zu einem Rückgang der Tausendblatt-Bestände geführt hat.

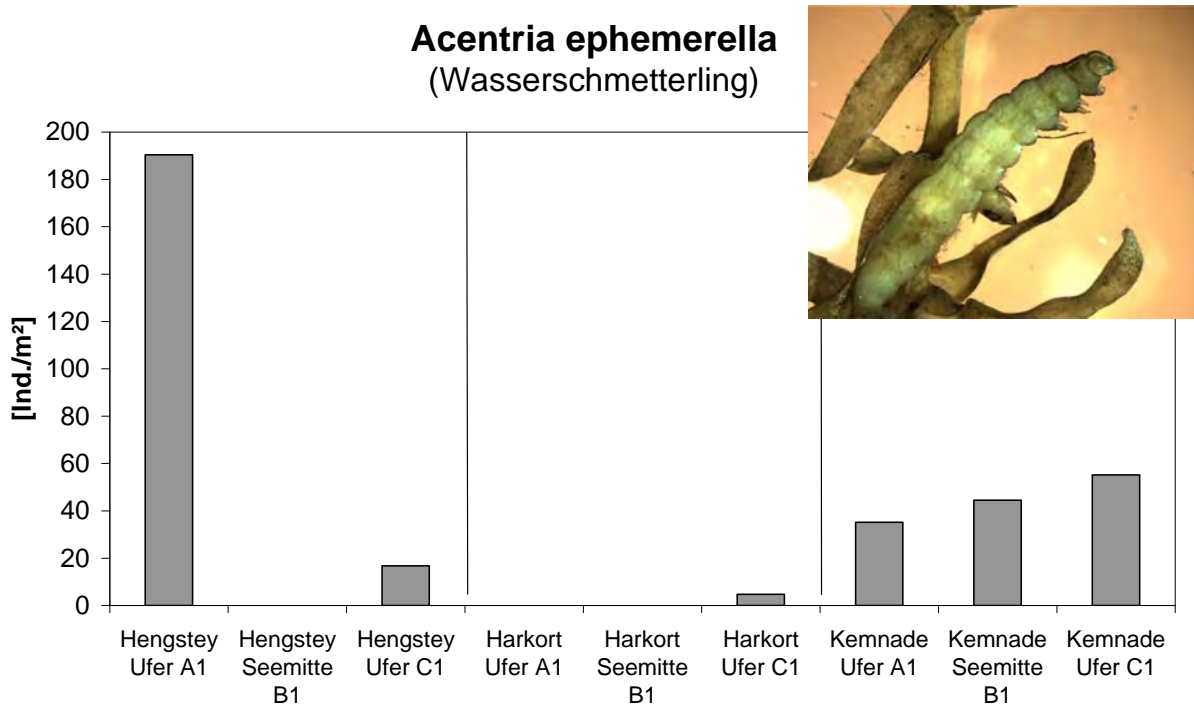


Abb. 8.3-4: Dichte der Larven des Wasserschmetterlings *Acentria ephemerella* in Hengsteysee, Harkortsee und Kernnader See im Sommer 2005 und Foto der Larve auf Blättern von *Elodea nuttallii*.

Trotz gezielter Prüfung konnten auch in den Pflanzen, auf denen die Larven gefunden wurden, keine Fraß- oder Minierschäden gefunden werden. Auch bei der Hälterung im Aquarium nahmen Larven von *Acentria ephemerella* *Elodea nuttallii* nicht als Nahrung an. GROSS & JOHNSON (2001) konnten in ihren Untersuchungen eine ca. 10 % Schädigung der *Elodea*-Biomasse durch Dichten der Larve von 400 Ind./m² nachweisen. Falls die Dichte dieses Fraßfeindes in den Ruhrstauseen weiter zunimmt, wäre mit dieser Art in Verbindung mit der Fraßaktivität der Gammariden ein weiterer wichtiger Gegenspieler zu *Elodea* zu berücksichtigen.

Außer durch direktes Abweiden können Makrophytenbestände auch durch Pflanzenkrankheiten und durch Parasitenbefall geschädigt werden. Unter „Parasiten“ werden in diesem Fall in den Pflanzen minierende Organismen verstanden. Besonders in der Gruppe der Nematoda (Fadenwürmer) sind einige Gruppen bekannt, die durch ihren Befall Makrophytenbestände schädigen können (PREJS 1986a, PREJS 1986b, PREJS 1987, TRAUNSPURGER 2002). Eine Kontrolle entnommener *Elodea*-Pflanzen zeigt jedoch keinerlei Spuren minierender Nematoda und auch durch Abspülen von Pflanzenmaterial konnten keine auf den Pflanze lebenden Nematoden nachgewiesen werden.

Eine weitere Möglichkeit, die auch im Leitfaden zum Makrophytenmanagement von eutrophen Flachseen (HILT et al. 2006) beschrieben und durch Beispiele belegt wird, ist das Ausbringen erwünschter Makrophytenarten. Diese dienen zum einen dazu zu verhindern, dass das Gewässer wieder in einen phytoplankton-dominierten Zustand wechselt, zum Anderen besteht die Möglichkeit, unerwünschte Arten, wie *Elodea nuttallii*, durch heimische Arten zu ersetzen, die langfristig die Areale von *Elodea* besetzen und diese als

Raumkonkurrenten verdrängen. Als Art mit ähnlichen Habitatansprüchen wie *Elodea nuttallii* jedoch wintergrün und ohne negative Auswirkungen auf Freizeitnutzung und Wasserkraftanlagen, wird in HILT et al. (2006) *Nitella mucronata* genannt, eine Armelechteraigenart, die auch in den Ruhrstauseen vorkommt. Diese nur ca. 30 cm hoch werdende Alge bietet zwar Lebensraum und Laichhabitat für Wirbellose und Fische, kann aber mit ihrer Biomasse nicht die Rechen der Wasserkraftanlagen versetzen oder den Wassersport durch Verkrautung bis an die Oberfläche behindern. Im Harkortsee hat sich im Jahr 2006 dieser erwünschte Aspektwechsel vollzogen, Massenbestände der Häufigkeitsstufe 5 wurden hier nur von *Nitella mucronata* gefunden, *Elodea nuttallii* war im Vergleich zu dieser Art eher unterrepräsentiert. Diese Dominanzverhältnisse blieben jedoch im nachfolgenden Jahr 2007 nicht erhalten. Obwohl diese art wintergrün ist gingen die Bestände im Winterhalbjahr 2006/2007 deutlich zurück und erholten sich trotz der nur geringen Dichte des Raumkonkurrenten *Elodea nuttallii* nicht.

HOESCH (2006) beschreibt, dass ein solcher Aspektwechsel von einer opportunistischen, raschwüchsigen und störungsunanfälligen Art, wie es *Elodea nuttallii* ist, hin zu einer stabilen Makrophytenbesiedlung auf niedrigem Biomasse-Niveau nur möglich ist, wenn die opportunistische Art vorher in ihren Beständen eliminiert wird, da sie sonst in der Neubesiedlungsphase schneller als die zu etablierende Zielart wächst und diese verdrängt. Frau HOESCH schlägt daher vor, durch Trockenlegen oder Abdecken von z.B. mit *Elodea* bewachsenen Bereichen, diese makrophytenfrei zu machen, um anschließend durch Ausbringen von neuen Pflanzen, z.B. flächig vorgezogen auf Gewebepflanzen, die neue Zielart zu etablieren.

Eine solche Maßnahme ist jedoch auf Grund der Größe der Ruhrstauseen als nicht realisierbar einzustufen. Ein Abdecken der Pflanzenbestände mit einer Plane würde zudem an den Strömungsbedingungen bei zunehmendem Abfluss scheitern, da hierdurch das Abdeckmaterial weggespült würde. Auch das Trockenfallenlassen und Durchfrieren der Ruhrstauseen ist, da sie im Hauptschluss der Ruhr liegen, technisch nicht realisierbar.

Die Möglichkeit durch Maßnahmen das Lichtregime von Gewässern aktiv zu ändern ist noch nicht in der Literatur beschrieben. Es ist jedoch gut bekannt und mehrfach beschrieben, dass Gewässer mit zwei stabilen Zuständen, einem Phytoplankton-dominierten Zustand und einem Makrophyten-dominierten Zustand, von Jahr zu Jahr von einem in den anderen Zustand wechseln können. Der Phytoplankton-dominierte Zustand hat sowohl für das Ökosystem als auch für die menschliche Nutzung eine Vielzahl negativer Effekte:

- tagesperiodische Sauerstoffschwankungen
- tagesperiodische pH-Wertschwankungen
- erhöhte Partikeldichten - in durchflossenen Systemen - Partikelabtrieb
- unansehnliches Erscheinungsbild mit trübem Wasser
- aufschwimmenden Algenwatten
- Schaumbildung bei der Zersetzung abersterbender Phytoplanktonbiomassen
- Geschmacks- und Geruchsbeeinträchtigung, Bildung von Toxinen in Abhängigkeit von den dominierenden Phytoplankton-Gruppen

Daher sind alle Maßnahmen des Gewässermanagements darauf ausgerichtet, eine Phytoplankton-dominierten Zustand zu vermeiden bzw. diesen in einen Makrophyten-dominierten Zustand zu überführen.

Hypothese zur Manipulation des Lichtregimes war, die Vorteile des Phytoplankton-dominierten Zustandes zu nutzen und so ein Makrophytenwachstum zu erschweren. Erhöhte Trübung verhindert, dass genügend Licht bis zur Gewässersohle dringt. Diese Trübe sollte jedoch nicht durch Phytoplankton hervorgerufen werden, um nicht die oben erwähnten, Stoffwechsel-bedingten Beeinträchtigungen zu erhalten. Karpfenteiche weisen aufgrund der gründelnden Ernährungsweise dieser Fische stark getrübbtes Wasser auf, so dass dort keine Makrophyten aufkommen. Dieser Effekt sollte auch im Harkortsee hervorgerufen werden.

Trotz eines massiven Besatzes mit Schuppenkarpfen ließ sich der gewünschte Effekt jedoch nicht nachweisen. Dies hatte mehrere Ursachen:

- Die Gewässersohle der Flusseen ist durch Feinsande mit nur geringem Schluffanteilen und geringe Anteile feinpartikulärer organischer Stoffe geprägt. Diese Sedimente bleiben, wenn sie durch die Fraßaktivität der Fische aufgewirbelt werden, nur kurze Zeit in der Schwebelage und sedimentieren dann wieder. Dadurch kann keine langfristige Trübung der Gewässer hervorgerufen werden.
- Die Schuppenkarpfen sind bei geringen Wassertemperaturen inaktiv und ruhen auf der Gewässersohle. In den Jahren 2005 und 2006 blieben diese kalten Wassertemperaturen bis weit in das Frühjahr erhalten. Hierdurch setzte das *Elodea*-Wachstum zumindest im Jahr 2005 vor der Fraßaktivität der Graskarpfen ein. Hat das Längenwachstum der Pflanzen bereits eine gewisse Höhe überschritten, wird es durch erhöhte Trübungsraten nicht mehr beeinflusst, da dann die oberflächennahe Lichtintensität für das Wachstum ausreichend ist.

Auch wenn diese Maßnahme in den Ruhrstauseen nicht zu dem erwünschten Erfolg geführt hat, sollte diese Maßnahme bei nicht durchströmten Stillgewässern mit schlammiger Sohle als mögliche Maßnahme mit in Betracht gezogen werden. Da der Erfolg jedoch stark von den Witterungsbedingungen zur Startphase des Makrophytenwachstums abhängig ist, ist diese Maßnahme wenig geeignet einen dauerhaften Erfolg zu erzielen.

Fazit

Viele biologische Managementstrategien bieten das Potenzial, die Bestandsdichten von Makrophyten langfristig auf eine gewünschte Dichte zu reduzieren. Gelingt das Management in gewünschtem Umfang, so stellt sich ein neuer stabiler Zustand mit reduzierten Makrophytenbiomassen ein und weitere Maßnahmen können unterbleiben.

Es ist zielführender sich durch kleinerer Maßnahmen schrittweise dem Zielzustand zu nähern als zu versuchen, diesen durch eine einmalige großdimensionierte Maßnahme zu erreichen.

Biologische Systeme benötigen durch die systemeigene Resilienz Zeit, um auf Eingriffe der Biomanipulation zu reagieren. Erfolge werden sich häufig erst nach einigen Jahren zeigen.

Auf Grund der Elastizität biologischer Systeme mit natürlichen großen Schwankungsbereichen sollten verschiedene Maßnahmen der Biomanipulation miteinander kombiniert werden, um die Wahrscheinlichkeit gleichbleibender Zielzustände zu erhöhen.

Die Maßnahmen an den Ruhrstauseen weisen in ihrer Umsetzung in die richtige Richtung und sollten zur Dokumentation ihrer Entwicklung weiter verfolgt werden.

8.4 Entsorgung von *Elodea*-Mähgut

Im Falle der *Elodea*-Massenentwicklung sind bei der Fortführung des bisherigen Mähbetriebes jährliche Mähgutmengen von rund 6.000 m³ bzw. 1.200 t zu erwarten. Abfallwirtschaftlich bewertet ist dies eine Menge, in der eine separate Behandlungsanlage ausschließlich für *Elodea*-Mähgut nicht wirtschaftlich betrieben werden kann. Entsorgungskonzepte müssen folglich auf die Integration in bestehende Anlagenkonzeptionen und Mitbehandlung mit anderen, geeigneten Abfällen zielen.

Die geringe Schüttdichte des *Elodea*-Mähgutes bewirkt schon bei kurzen Entfernungen hohe spezifischen Transportpreise von netto ca. 24 €/t. Daher sind ortsnahe Entsorgungsvarianten allein aus ökonomischen Gründen vorzuziehen. Es ist zu prüfen, ob eine Umstellung der bisher eingesetzten 15 bzw. 20 m³ Container auf großvolumige Container technisch und wirtschaftlich praktikabel ist und ob durch geeignete Kompaktierungstechniken eine Transportkostenoptimierung erreicht werden können.

Als Entsorgungswege für das Mähgut bieten sich grundsätzlich folgende Optionen an:

1. Verwertung

- als Futtermittel
- in Kompostierungsverfahren (aerob)
- in Vergärungsanlagen (anaerob)
- in Faulbehältern kommunaler Kläranlagen (KA) → Co-Vergärung (anaerob)

2. Beseitigung

- in Müllverbrennungsanlagen → MVA
- in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen → MBA
- durch Ablagerung auf Deponien

Die Verwertung durch Verfütterung sowie die Beseitigung durch Ablagerung scheiden aus vorgenannter Auflistung als realistische Entsorgungswege aus.

Die in halbtechnischen Versuchen praktizierte Kompostierung hat sich unter der Voraussetzung der Mischung mit geeignetem Strukturmaterial als sehr leistungsfähig hinsichtlich

Volumen- und Massenreduzierung erwiesen. Letztere lag bei 80%. Offen bleibt die Frage der Schadstoffanreicherung infolge des Massenabbaus. Sollten die Anforderungen der BioAbfV hinsichtlich der Kompostverwertung in der Landwirtschaft nicht einhaltbar sein, müssten kostenintensive alternative Entsorgungswege für das Rotteendprodukt gewählt werden. Die projektierten Kosten einer großtechnischen Kompostierung von *Elodea*-Mähgut liegen bei netto 46 €/t ohne Antransport. Die vergleichsweise hohen Kosten sind in der geringen Durchsatzleistung begründet. Auch bei weiterer Optimierung sind keine deutlichen Kostensenkungen mehr möglich.

Gerottetes *Elodea*-Mähgut erfüllt die Anforderungen an die Ablagerungsfraction aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA). Allerdings existieren im Umkreis der drei Stauseen keine entsprechenden Anlagen, so dass allein aus Kostengründen beim Antransport diese Entsorgungsvariante ausscheidet. Zudem handelt es sich bei der MBA um eine Beseitigung, die gegenüber Verwertungswegen, die es für *Elodea*-Mähgut gibt, als abfallrechtlich nachrangig anzusehen ist.

Die großtechnisch versuchsweise durchgeführte Vergärung in Faulbehältern kommunaler Kläranlagen (Co-Vergärung) mit anschließender Verbrennung der Gärreste gemeinsam mit dem anfallenden Klärschlamm zeigte verfahrenstechnische Schwierigkeiten bei der Aufbereitung und nachfolgend der Förderung des *Elodea*-Mähgutes. Die Anforderungen an die Pumpfähigkeit konnten in den bislang durchgeführten Versuchen mit der untersuchten Verfahrenstechnik nicht in vollem Umfang erfüllt werden. Die Co-Vergärung bietet mit der anschließenden Verbrennung der Gärreste gemeinsam mit dem Klärschlamm allerdings die Verfahrenskette mit der höchsten Entsorgungssicherheit und der besten Schadstoffausschleusung. Gleichzeitig liefert die Vergärung des Mähgutes einen positiven Beitrag zur Energiebilanz der Kläranlage. Der in Gärversuchen festgestellte Feststoffabbau lag bei rund 33%, der Organikabbau bei 67%. Die Gaserträge liegen mit ca. 350 L/kg_{OTR} geringfügig unter denen von Rohschlamm. Die Entsorgungskosten bei der Co-Vergärung gliedern sich in nachfolgende Positionen:

Tab. 8.4-1: Kostenvorschau für großtechnische *Elodea*-Co-Vergärung.

Position	EP, netto €/t <i>Elodea</i> -Mähgut	Bemerkung
Aufbereitung	25,0	Zusatzaufwand erforderlich
Vergärung	-2,5	Energieerlös
Entwässerung	5,0	
Transport und Verbrennung	18,8	Optimierungspotential
Summe ohne Antransport	46,30	

Deutlich werden die dominierenden Anteile der Aufbereitung sowie der Verbrennung der Gärrückstände. Während bei der Aufbereitung sowohl technische als auch wirtschaftliche Optimierungen möglich scheinen, existieren bei der Verbrennung ausschließlich wirtschaftliche Optimierungsansätze. Bei großtechnischer Projektierung des Zusatzaufwandes sowie Nutzung vorhandener Optimierungspotentiale sind Gesamtkosten um netto 50 €/t *Elodea*-Mähgut (ohne Antransport) zu erwarten. Damit ist die Vergärung nicht kostengünstiger als die Kompostierung.

Die Vergärung in Biogasanlagen mit anschließender Verwertung der Gärreste in der Landwirtschaft ist hinsichtlich des Schadstoffverhaltens mit der Kompostierung vergleichbar. Im Vergleich zur Co-Vergärung auf kommunalen Kläranlagen ist daher die Entsorgungssicherheit geringer. Allerdings hat die Verwertung in Biogasanlagen wirtschaftliche Vorteile infolge der kostengünstigeren Entsorgung der Gärreste, so dass die Gesamtkosten der Vergärung hier noch unter denen der Co-Vergärung zu erwarten sind.

Inwieweit diese Kostenvorteile evtl. durch erhöhte Antransportkosten sowie höhere Investitionskosten aufgezehrt werden, muss im Einzelfall bewertet werden.

Die direkte Verbrennung von *Elodea*-Mähgut ist zwar technisch möglich und - vergleichbar mit der Co-Vergärung - sehr entsorgungssicher, aber ökonomisch wegen der geringen Schüttdichte und des geringen Heizwertes nicht sinnvoll. Transport- und Beseitigungskosten wären zwischen 200 und 250 €/t *Elodea*-Mähgut zu veranschlagen. Gelänge es, z.B. durch geeignete mechanische Vorbehandlung, den Feststoffgehalt des Mähgutes von 10% auf über 50% zu steigern, wäre eine wirtschaftlich sinnvolle Verbrennung möglich. Wie bei der o.g. MBA handelt es sich bei der Entsorgung in MVA oder auch in Wirbelschichtverbrennungsanlagen allerdings um Beseitigung, die gegenüber Verwertungswegen, die es für *Elodea*-Mähgut gibt, als abfallrechtlich nachrangig anzusehen ist.

Fazit

Die geringe Schüttdichte von *Elodea*-Mähgut verursacht hohe Transportkosten. Daher sind ortsnahe Entsorgungsvarianten allein aus ökonomischen Gründen vorzuziehen.

Der Vergleich der Entsorgungsvarianten zeigt die höchste Entsorgungssicherheit bei der Verwertung des *Elodea*-Mähgutes in kommunalen Faulbehältern mit anschließender Verbrennung der Gärreste. Hinsichtlich der Aufbereitung des Mähgutes bleiben allerdings noch offene Fragen. Die Kosten der Co-Vergärung liegen bei netto 50,- €/t.

Die Kompostierung von *Elodea* in offenen Dreiecksmieten mit passiver Belüftung und Strukturmaterialzugabe zeigt sehr hohe Abbaueffizienz und Verfahrenssicherheit. Die durch den Massenabbau eintretenden Schadstoffaufkonzentrierungen sind unter repräsentativen großtechnischen Bedingungen ebenso wie die Einhaltung von Hygieneanforderungen nach BioAbfV weiter zu ermitteln. Die sich aus der Versuchskonzeption ergebenden Kosten liegen bei netto 46 €/t. Die externe Kompostierung verursacht Kosten um 33 €/t.

Eine Beseitigung in MBA oder durch direkte Verbrennung in MVA oder Wirbelschichtanlagen scheidet schon aus ökonomischen Gründen aus. Nur wenn durch Kompaktieren, Entwässern oder ähnliche Techniken Schüttdichte und Wassergehalt des *Elodea*-Mähgutes optimiert würden, wäre die Beseitigung in vorgenannten Verfahren evtl. wirtschaftlicher als die untersuchten Varianten Co-Vergärung und Kompostierung.

8.5 Bewirtschaftungsaspekte Makrophyten-dominierter Flusstauseen

8.5.1 Bewirtschaftungsziele

Die Bewirtschaftung der Ruhrstauseen richtet sich nach den Auflagen in den Genehmigungsbescheiden bzw. den allgemeinen wasserrechtlichen Vorgaben und den tatsächlichen Nutzungen.

Der Ruhrverband ist in den Genehmigungsbescheiden (Planfeststellungsbescheiden) im Rahmen der ihm für die Seen auferlegten Unterhaltungspflichten ausdrücklich verpflichtet, sich absetzende Schlämme sowie "übermäßige Pflanzenbildung nach Bedarf" zu entfernen. Zur Konkretisierung heißt es im Falle von Hengstey-, Harkort- und Baldeneysee im Wesentlichen übereinstimmend: "Ein Bedarf dazu liegt vor, sobald auf Grund der gesammelten Erfahrungen die Gefahr besteht, dass die durch Hochwasser fortgeführten Schlamm- und Pflanzenmengen schädliche Einwirkungen unterhalb der Stauanlage verursachen oder dass Sumpfbildungen in dem See eintreten." Weiter heißt es dort, dass im Zweifelsfall die diesbezügliche Gefahrenbeurteilung durch den jeweiligen Regierungspräsidenten erfolgt. Im Planfeststellungsbescheid für den Kemnader See vom 22.07.1979 fehlt die vorgenannte Konkretisierung, wie auch die Anordnung der Entscheidungskompetenz für Zweifelsfälle. Dennoch ist insoweit von einer ähnlichen oder gleichen Rechtslage, was die öffentlich-rechtliche Seite angeht, auszugehen. Danach ist zur Bestimmung der Pflichten, Pflanzen zu entfernen, von der Zielrichtung der Gewässerunterhaltung allgemein auszugehen: Schutz des geordneten und gefahrlosen Abflusses im Interesse der Unterlieger, Erhaltung der Seen in ihrer Funktion.

Daraus folgt für die öffentlich-rechtliche Pflichtenstellung des Ruhrverbands: Eine Entfernung der *Elodea* ist nur "bei Bedarf" geboten. Der Bedarf ist nach wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten zu ermitteln. Solange von der *Elodea* keine Gefahren für die Unterlieger, für einen geordneten Abfluss oder für die Funktion der Seen als solcher entstehen, gibt es keinen Handlungsbedarf. Anordnungen der Bezirksregierungen müssten in diesem Sinne mit dem Vorliegen von Handlungsbedarf begründet werden.

8.5.2 Die Ruhrstauseen vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-WRRL

Nach dem Wasserrecht sind Oberirdische Gewässer, soweit sie nicht als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, so zu bewirtschaften, dass eine nachteilige Veränderung ihres ökologischen und chemischen Zustands vermieden und ein guter ökologischer und chemischer Zustand erhalten oder erreicht wird.

Künstliche und erheblich veränderte oberirdische Gewässer sind so zu bewirtschaften, dass eine nachteilige Veränderung ihres ökologischen Potentials und chemischen Zustands vermieden und ein gutes ökologisches Potential und guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht wird.

Für die hierfür in der Regel notwendige Maßnahmenplanung hat NRW Teileinzugsgebiete wie das der Ruhr in Planungseinheiten, die sich aus mehreren Wasserkörpern zusammensetzen, untergliedert. Die Konzeption der Maßnahmenplanung bezieht sich

zunächst auf diese räumlich ausgedehnten Planungseinheiten, um synergistische Wirkungen von Maßnahmen in verschiedenen Wasserkörpern nutzen zu können und um den meist großräumig wirksamen Defiziten mit einer effizienten Maßnahmenplanung mit räumlicher und methodischer Priorisierung entgegen zu können. Um hierbei einen ausreichenden Freiraum für die konkrete Maßnahmenplanung in einem einzelnen Wasserkörper oder ggf. in einem lokalen Bereich zu haben, werden die Maßnahmen als „Programmmaßnahmen“ eher generell und zielsetzungsorientiert beschrieben, wobei keine Unterscheidung zwischen natürlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern stattfindet. Maßnahmen auf einer konkreten und ggf. lokal verortbaren Ausführungsebene als „Vollzugsmaßnahmen“ werden dabei nicht betrachtet. Ausschließlich in diese Maßnahmenkategorie sind jedoch die im Rahmen des F&E-Projektes entwickelten und diskutierten Vorschläge für eine Bewirtschaftung der in der Planungseinheit 1 „Untere Ruhr“ liegenden Ruhrstauseen einzuordnen. Sie sind jedoch im Hinblick auf ihre etwaige Umsetzung immer auch im Kontext mit den anderen Maßnahmen und Zielvorgaben der „Programmmaßnahmen“ zu sehen und auf mögliche Interdependenzen zu prüfen und gegebenenfalls unter dem Aspekt der Kosten-/Nutzen-Effizienz abzuwägen.

Die Ruhr im Bereich der Ruhrstauseen ist mit Ausnahme eines freifließenden Wasserkörpers im Bereich des Winzer Bogens (Hattingen) - Wasserkörper DE_NRW_276_54592 – vorläufig als „erheblich verändert“ eingestuft. In der Bestandsaufnahme NRW werden die zahlreichen Stauanlagen als „wesentliche Änderungen im Gewässercharakter“ beschrieben und sind damit Grund für die vorläufige Einstufung als HMWB (heavily modified water body). Zielzustand ist für solche Wasserkörper das „gute ökologische Potenzial“.

Für die abschließende Ausweisung als HMWB ist gemäß CIS Guidance Document zunächst zu prüfen, ob der vorläufig als „erheblich verändert“ eingestufte Wasserkörper durch Maßnahmen in einen „Guten ökologischen Zustand“ gebracht werden kann. Diese Maßnahmen dürfen jedoch die bestehende Nutzung nicht signifikant beeinträchtigen und es muss Alternativen geben mit denen sie selben „nutzbringenden Ziele“ erreicht werden können.

Für die Ruhrstauseen bedeutet dies, dass als wichtigste Nutzen Naherholung und Wassersport sowie Wasserkraftnutzung und Wasserentnahmen zu betrachten sind.

Naherholung und Wassersport

Bis auf den Kemnader See sind die Ruhrstauseen als Flusskläranlagen genehmigt und gebaut worden. Mit dem Ausbau der Kläranlagen und Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung vor allem seit Umsetzung der Nährstoffelimination in den Kläranlagen tritt die Funktion als Flusskläranlage in den Hintergrund. Die Stauseen sind Naherholungsgebiete für die Bevölkerung des Ruhrgebiets und darüber hinaus geworden und aus dem Landschaftsbild nicht mehr wegzudenken. Die Anliegerstädte und Gemeinden nutzen ihre attraktive „Lage am See“ geschickt für ihr Stadtmarketing. In den Stadtbroschüren wird mit den Bildern vom See geworben. Daraus hat sich ein nicht unerheblicher Wirtschaftsfaktor entwickelt, von der Imbissbude bis zum Hotelbetrieb, vom Wassersportverein bis zur gewerblichen Schifffahrt.

Auf die Bedeutung der Ruhrstauseen für den Wassersport wurde bereits im Kapitel 3.3 hingewiesen. Die Wassersportler sind direkt von den Makrophyten-Massenentwicklungen

betroffen. Mit den Bootsrümpfen bleiben sie im Dickicht der Pflanzen hängen. Auf dem Harkortsee und dem Kemnader See kam der Wassersport fast zum Erliegen.

Welche ökonomischen Auswirkungen hat ein Attraktivitätsverlust der Stauseen durch Makrophytenbewuchs? Eine Frage, die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens kaum beantwortet werden kann. Weniger Besucher und Nutzer der Stauseen bringen der örtliche Wirtschaft weniger Umsatz. Nicht unerheblich sind die Auswirkungen auf ansässigen Segel- und Rudervereine sowie die Segelschulen, Bootsverleiher und die Freizeitschiffahrt. In den Vereinen wurde ein starker Mitgliederschwund beklagt. Wettkämpfe und Regatten auf den Seen mussten abgesagt werden.



Abb.8.5-1: Segeln auf dem Baldeneysee

Dies hat auch für die Folgejahre Auswirkungen, weil in Konkurrenz mit anderen Segelrevieren Regattaveranstaltungen abwandern.

Indirekte Folgewirkungen sind z.B. der Rückgang der Übernachtungszahlen und geringere Umsatzraten durch das Ausbleiben Wassersport-interessierter Gäste aus dem weiteren Umfeld.

Wasserkraftnutzung und Wasserentnahmen

An den Ruhrstauseen wird die Fallhöhe zur Wasserkraftgewinnung genutzt. Bei einer installierten Leistung von 27,4 MW werden jährlich rund 88.500 MW/h Strom erzeugt. Die vorhandenen Rechenanlagen zum Schutz der Turbinen sind relativ langsam arbeitende Greifer- oder Harkenrechen älterer Bauart. Bei größerer Wasserführung in der Ruhr reißt die Wasserpest ab und treibt in großen Teppichen zu den Kraftwerkseinläufen ab. Die Rechenanlagen können diese Pflanzenmassen nicht schnell genug abziehen. Trotz personeller Verstärkung zur manuellen Rechenräumung musste zeitweise das Kraftwerk am Harkortsee außer Betrieb genommen werden und der Abfluss über die Wehre abgeführt werden.

Ähnliche Probleme entstehen an den Wasserentnahmestellen der Wasserwerke, denen nur mit erheblichem betrieblichen Aufwand begegnet werden kann.

Die Betreiber der Wasserkraftwerke und der Wassergewinnungsanlagen haben einen erhöhten personellen Aufwand bei der Beseitigung von *Elodea* an ihren Einlaufbauwerken, höhere Entsorgungskosten und ein höheres Ausfallrisiko. Quantifizieren und dem Makrophytenproblem zuordnen lässt sich dieser Aufwand aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren nicht.

Schlussfolgerungen aus den Projektergebnissen für die Umsetzung der EG-WRRL an den Ruhrstauseen

Maßnahmen zur Erreichung des „Guten ökologischen Zustands“ müssten die Ruhr wieder in ein frei fließendes Gewässer überführen, was die beiden Nutzungen Freizeit und Wasserkraft signifikant beeinträchtigen würde, d.h. beides wäre nicht mehr in dieser Form möglich. Alternativen, die im gleichen Maße das Bedürfnis der Bevölkerung nach Naherholung am und auf dem Wasser befriedigt und zudem Energie aus natürlichen Energiequellen gewinnt, existieren nicht. Aus diesen Gründen sollten die Ruhrstauseen im Jahr 2009 auch als „erheblich veränderte Wasserkörper“ im Sinne der EG-WRRL und des CIS GD HMWB „ausgewiesen“ werden.

Die beiden Nutzungen Freizeit und Wasserkraft sind unter aktuell, bestehenden Bedingungen bereits heute nicht ganzjährig im gewünschten Umfang möglich. Dabei sind im Sinne der EG-WRRL Maßnahmen wie die Mahd keine „Maßnahmen“ im engeren Sinne, sondern bereits Bestandteil der Nutzung.

Gemäß EG-WRRL und CIS Leitfaden HMWB definiert sich das ökologische Potenzial eines erheblich veränderten Wasserkörpers über den Zustand des nächst ähnlichen natürlichen Gewässertyps. Kann dieser nicht ermittelt werden, wird das Potenzial an Hand der herrschenden hydromorphologischen Bedingungen konstruiert, wobei die „ursächliche“ bestehende Nutzung, d.h. Primärnutzung, nicht signifikant eingeschränkt werden darf.

Für die Ruhr im Bereich der Ruhrstauseen ist als „erheblich veränderte Wasserkörper“ zunächst ein Kategorie-Wechsel von Fließ- zu Stillgewässer zu postulieren. Der nächst ähnliche natürliche Gewässertyp ist damit ein durchflussener, meso- bis eutropher Flachsee, wie er in Gebieten des Jungglazials, z.B. in Mecklenburg-Vorpommern, verbreitet ist. Nach der aktuell gültigen Seentypologie (MATHES et al., 2002) entspricht dies dem Seen-Typ 14, jedoch ist dieser Gewässertyp nur für das Tiefland definiert, da natürlicherweise diese Bedingungen im Mittelgebirge nicht vorkommen. Das ökologische Potenzial der Ruhrstauseen kann damit nicht direkt aus existierenden Bedingungen übertragen werden, sondern muss unter Orientierung an Gewässertyp 14 für Stillgewässer über die herrschenden hydromorphologischen Bedingungen hergeleitet werden.

Der „Prager Ansatz“ der EU zur Definition des Zielzustands „Gutes ökologisches Potenzial“ empfiehlt für diese Zielerreichung nur die Umsetzung solcher Maßnahmen zu berücksichtigen, die die bestehende Nutzung nicht signifikant beeinträchtigen und die auch die bestehende ökologische Situation deutlich verbessern (Vernachlässigung der weniger wirksamen Maßnahmen). Auf die Definition des veränderten Referenzzustandes, des „höchsten ökologischen Potenzials“, kann damit zunächst verzichtet werden.

Für die Ruhrstauseen bei „Ausweisung“ als „erheblich veränderte Wasserkörper“ bedeutet dies:

- Orientierung der Maßnahmen an den bestehenden Nutzungen, nicht an den maximal möglichen und erwünschten Nutzungen (= makrophyten-freier Zustand ohne Einschränkungen für Freizeit- und Wasserkraftnutzung).

Für die Planung der konkreten „Vollzugsmaßnahmen“ an den Ruhrstauseen bedeutet dies:

- Da es nicht möglich ist, durch Mahd die Makrophytenbestände nachhaltig zu reduzieren, d.h. die Flächenausdehnung mit oder ohne Mahd nahezu gleich ist, könnte die Mahd eingestellt werden, ohne die bestehende Nutzung weiter zu beeinträchtigen. Ökologischer Vorteil der Einstellung der Mahd: die Mahd fördert die schnellwüchsigen, opportunistischen Arten, eine Einstellung der Mahd könnte mittel- bis langfristig die Diversität der Bestände erhöhen (z.Z. weist der Hengsteysee, der nicht gemäht wird, die höchste Artendiversität an Makrophyten in den Ruhrstauseen auf). Hierdurch erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass *Elodea* als Neophyt durch heimische Arten, z.B. die niederwüchsige Glanzleuchteralge *Nitella mucronata*, mit der Zeit verdrängt werden könnte.
- Aufrechterhaltung der Stauhaltungen mit Referenzzustand eines makrophyten-dominierten Flachsees mit zeitweiser Freizeitnutzung (diese prioritär für den Kemnader See, da dieser explizit zu diesem Zweck errichtet wurde) und mit für kurze Zeit im Jahr eingeschränkter Wasserkraftnutzung, jedoch mit z.T. unnatürlich schwankender Wasserspiegellage durch das Pumpspeicherwerk.
- da eine kleinräumige Mahd keine negativen Auswirkungen auf die Makrophytenbestände hat, könnte am Kemnader See durch Mahd in der Vegetationsperiode eine Schneise, welche die Boots-Liegeplätze mit den makrophytenfreien Wasserflächen verbindet, freigehalten werden. Dies würde der Sicherung der bestehenden Nutzung als Freizeit- und Naherholungssee dienen.
- die im Rahmen des vorliegenden Projektes untersuchten Ruhrstauseen weisen eine artenreiche Makrophyten-, Makrozoobenthos- und Fisch-Besiedlung auf, die durch weitere hydrohydromorphologische Maßnahmen kaum weiter verbessert werden kann.
- Zur Förderung der Reproduktion und Bestandsentwicklung herbivorer Fische ist das zusätzliche Ausbringen von vor Abdrift gesichertem Totholz sinnvoll. Dieses ersetzt im Winter die durch den Rückgang der Makrophytenbestände dann fehlenden Unterstände und reduzieren damit die Fischmortalität z.B. durch den Fraßdruck des Kormorans. Um einen Konflikt mit der Freizeitnutzung zu vermeiden, sollte das Totholz jedoch nur lokal an mehreren Stellen, die außerhalb der durch die Freizeitnutzung in Anspruch genommenen Seeflächen liegen, ausgebracht werden.
- Denkbare hydromorphologische Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung, die jedoch nur unwesentlich zur Verbesserung beitragen würden und gemäß des „Prager Ansatzes“ für die Erreichung des guten ökologischen Potenzials vernachlässigt werden können, wären Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt der Uferbereiche z.B.:
 - Anlage von Flachuferbereichen mit sandigem bis feinkiesigem Substrat
 - Anlage von Röhrichtbereichen

Da jedoch die Sohle der Flussstauseen bereits in weiten Bereichen sandig und fein- bis grobkiesig ist und Makrophytenbestände dieselbe ökologische Funktion als Unterstände, Lebensraum und Laichhabitat erfüllen wie Röhrichte, die ebenfalls im Winter zurückgehen, würden obengenannte Maßnahmen nur eine geringe ökologische Verbesserung für den aquatischen Lebensraum darstellen. Eine Erweiterung des Artenspektrums durch diese Maßnahmen wäre nicht zu erwarten. Auch die Erhöhung der Abundanzen wäre nur lokal begrenzt wirksam und für die ökologische

Gesamtbetrachtung eines Flusstausees von untergeordneter Bedeutung, so dass dies für die Maßnahmenplanung vernachlässigt werden kann.

- Maßnahmen, die das ökologische Potenzial der Flusstauseen zwar verbessern, jedoch die Nutzung beeinträchtigen würden und daher nicht durchgeführt werden dürfen, wären z.B.:

- Erhöhung die Tiefen- und Strömungsvarianz durch Schüttung von Uferbänken, Querbänken und Inseln => Einschränkung der Schiffbarkeit, Verringerung des Stauvolumens, das für den Betrieb des Pumpspeicherwerks benötigt wird
 - Reduzierung der Wasserstandsschwankungen => Einschränkung der Wasserkraftnutzung am Pumpspeicherwerk (dies hätte zudem nur einen unwesentlichen positiven Effekt auf das ökologische Potenzial der Flusstauseen, da diese als Flachseen keine deutliche Unterschiede der Besiedlung zwischen Ufer und Sohle aufweisen.)

8.5.3 Monetäre Aspekte der Maßnahmen zur Bekämpfung und Beseitigung von Makrophyten-Massenbeständen.

Da die Mahd, wie oben ausgeführt, im Sinne der EG-WRRL keine Maßnahme darstellt, sondern Bestandteil der Nutzung ist, kann eine Abwägung des Umfangs der Mahd unter reinen Kosten-Nutzen-Aspekten erfolgen. Dies gilt insbesondere, da die Mahd weder positive noch negative Auswirkungen auf das Ökosystem Ruhrstausee hat, d.h. durch sie das ökologische Potenzial nicht maßgeblich beeinflusst wird.

Im Folgenden sind die Kosten für die Beseitigung von Makrophytenbeständen im Kernader See und Harkortsee (Mahd + Verwertung des Mahdgutes) exemplarisch für das Jahr 2005 zusammengestellt.

Kosten der Beseitigung von <i>Elodea</i> in 2005		
	Kernader See	Harkortsee
Mähboot	"Manati"	Mietboot
Einsatzzeit	27.06. -17.10.2005	18.07. - 07.10.2005
Werktage ohne Samstag	79	59
Arbeitstage	55	35
Kalkulatorische Kosten		
gem. Baugeräteliste	30.800,00 €	
Miete		11.800,00 €
Transport/Verladung	3.993,00 €	4.442,34 €
Instandhaltung	16.027,13 €	62,80 €
Betriebsstoffe	3.719,11 €	3.127,69 €
Personalkosten	34.445,37 €	24.388,23 €
Elodeaabtransport	26.662,02 €	15.125,54 €
Deponiebetrieb		2.979,70 €
Schleppsensenboot		10.048,00 €
Sonstiges	4.729,90 €	13.034,51 €
Summe	120.376,53 €	85.008,81 €
Kosten/Arbeitstag	2.188,66 €	2.141,74 €*

Die Kosten der vom Ruhrverband auf den Stauseen durchgeführten Mahd setzt sich aus den Kosten für das Mähboot, Kalkulatorische Kosten bzw. Gerätemiete, den Kosten für Betriebsstoffe und Instandhaltung, den Personalkosten und den Kosten für Transport und Entsorgung der Wasserpflanzen zusammen. Im Jahr 2005 sind rd. 2.150,- € pro Tag und Boot angefallen, insgesamt rd. 205.000,- €. Zusätzliche Kosten, z.B. für Fischbesatzmaßnahmen, die erst langfristig Effekte zeigen werden, sind in dieser Zusammenstellung nicht berücksichtigt. Für die Nutzer der Seen, vor allem den Wassersportlern, konnten trotz dieses hohen finanziellen Aufwandes keine ausreichend großen Wasserflächen freigehalten werden. Unter Kosten-Nutzen Gesichtspunkten kann daher nur von einer Mahd abgeraten werden und sollte auch bei der künftigen Bewirtschaftung der Flusstauseen kritisch hinterfragt werden.

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 1-1	Makrophytenmassenentwicklung im Harkortsee 2004.	4
Abb. 1-2	<i>Elodea nuttallii</i> -Bestände mit <i>Ranunculus fluitans</i> (flutender Hanhnenfuß) im Vordergrund und bandförmige Blätter von <i>Potamogeton berchtoldii</i> (Kleines Laichkraut) im linken Bildbereich (Foto: v.d. Weyer)	7
Abb. 1-3	Teichmuscheln (<i>Anodonta anatina</i>), eingegraben lebend in den sandigen Feinsedimenten des Kemnader Sees (Foto: v.d. Weyer)	7
Abb. 2-1	Einzugsgebiet der Ruhr mit Höhenraster und Lage der 5 Flusstauseen	10
Abb. 2-2	Bathymetrische Karte Kemnader See vom Jan. 2004	14
Abb. 2-3	Zusammenstellung von Zeitungsartikeln der Lokalpresse aus den Jahren 2001 bis 2003 zu dem Massenvorkommen von <i>Elodea nuttallii</i> in den Ruhrstauseen	16
Abb. 3-1 und 3-2	Massenentwicklung von „Wuchergas“ im Harkort- und Hengsteysee, 1935	17
Abb. 3-3	Krafthaus Harkortsee, 1939	18
Abb. 3-4	Vermerk zur Entkrautung aus dem Jahr 1949	20
Abb. 3-5	Seerosenfelder im Hengsteysee, 1954	22
Abb. 3-6	Stachelspitzige Glanzleuchteralge (<i>Nitella mucronata</i>)	22
Abb. 4-1	Kanadische Wasserpest (<i>Elodea canadensis</i>) und Nuttall's Wasserpest (<i>Elodea nuttallii</i>) (aus: CASPER & KRAUSCH 1980/1981)	24
Abb. 4-2	Verbreitung der Art <i>Elodea nuttallii</i> in Deutschland (WWW.FLORAWEB.DE)	26
Abb. 4-3	Verbreitung der Art <i>Elodea nuttallii</i> in NRW; Rote Markierungen: Ergänzende Verbreitungsnachweise 2005 durch v.d. Weyer	27
Abb. 4-4	Schematische Darstellung des Lebenszyklus von <i>Elodea nuttallii</i>	29
Abb. 4-5	Januar-Aspekt im Kemnader See: einzelne, abgebrochene Triebe von <i>Elodea nuttallii</i> liegen auf dem Sediment. (Foto: v.d. Weyer)	30
Abb. 4-6	Bereits im April treiben die abgestorben erscheinenden Pflanzenfragmente von <i>Elodea nuttallii</i> aus und bilden grüne Triebe. (Foto: v.d. Weyer)	30
Abb. 4-7	Gemähte Bestände von <i>Elodea nuttallii</i> . Die Pflanzen sind grün und vital und treiben mit Seitenknospen wieder aus. (Foto: v.d. Weyer)	30
Abb. 4-8	Dichte Bestände von <i>Elodea nuttallii</i> , die bis zur Wasseroberfläche reichen. Auf Grund der erhöhten Brüchigkeit im Herbst treiben bereits Sprosstteile an der Wasseroberfläche.	30
Abb. 4-9	Vergleich des prozentualen Trockengewichtsanteils von Phosphor in verschiedenen aquatischen Makrophytenarten (aus: GARBAY et al. 2004)	31
Abb. 4-10	Ortho-Phosphat-Konzentrationen der Ruhr im Abflussjahr 2005, gemessen in Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise), die Linie markiert die Nachweisgrenze <0,01 µg/l	32
Abb. 6.1-1	Das Ruhreinzugsgebiet mit Lage der Pegel zur Abflussmessung	43
Abb. 6.1-2	Funktionsweise eines ADCP	44
Abb. 6.2-1	Karte des Ruhreinzugsgebietes mit der Lage der Gewässerüberwachungsstationen	50

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 6.2-2 bis 6.2-5	Gewässerüberwachungsstationen der Ruhr, darunter die jeweilige Innenansicht. Links: Bochum (Kemnade) und Mitte: Hattingen	51
Abb. 6.2-6	Bezeichnungen der Probestellen zur Ermittlung der Konzentration der freien CO ₂ und des Hydrogenkarbonats, 2006. Die Lage der Stellen kann der Abb. 6.2-7 entnommen werden	51
Abb. 6.2-7	Probestellen zur Ermittlung der Konzentration der freien CO ₂ und des Hydrogenkarbonats der 2006 untersuchten Stauseen	52
Abb. 6.2-8	Li-COR Quantensensor LI-189: Messgerät und Sensor mit Gestänge zur vertikalen Messung der eingestrahlt Lichtintensität.	53
Abb. 6.2-9	Halblogarithmische Darstellung der relativen Lichtintensität in Abhängigkeit von der Tiefe (aus: VOLLENWEIDER 1971)	54
Abb. 6.2-10	Relative Lichtintensität in Abhängigkeit von der Tiefe in fünf Tiefenprofilen des Kemnader Sees am 07.07.2005	54
Abb. 6.2-11	Secchi-Scheibe zur Bestimmung der Sichttiefe	55
Abb. 6.3-1	Konzeption der Probestellenauswahl zur Sedimentuntersuchung	56
Abb. 6.4-1	Bestandserhebung nach der Vorort-Methode: photographische Darstellung der fünf Häufigkeitsstufen.	64
Abb. 6.4-2	Winkel zur quantitativen Entnahme von Makrophyten unter Wasser	65
Abb. 6.4-3	Bestimmung der Biomasse von <i>Elodea nuttallii</i> in den fünf Häufigkeitsstufen.	65
Abb. 6.4-4	Lage der Vegetationsprofile für die Unterwasser-Kartierung der Makrophyten	68
Abb. 6.5-1	Längenmessungen an <i>Elodea nuttallii</i> : Lage der ausgemessenen Pflanzenabschnitte	72
Abb. 6.6-1a	Schematische Darstellung der Funktionsweise eines Sapromats	74
Abb. 6.6-1b	Photo des verwendeten Sapromats	74
Abb. 6.7-1	Röhrenaufbau im Vorversuch 2005, mit Alufolie abgedunkelt und besetzt mit <i>Elodea nuttallii</i>	76
Abb. 6.7-2	Aufbau Röhren und „Schaukel“ von R1 bestückt mit 2 Pflanzen <i>E. nuttallii</i>	77
Abb. 6.7-3	Röhren im Durchflusssystem	78
Abb. 6.8-1	Stellnetzbefischung, Kemnader See, Nov. 2007	79
Abb. 6.8-2	Reusenfang, Kemnader See, Nov. 2007	80
Abb. 6.8-3	Befischung mit E.Fischgerät EFKO 7000, Kemnader See, Nov. 2007	80
Abb. 6.9-1	Zooplanktonnetz	82
Abb. 6.10-1	Markierte Rotfedern der Versuche 2005	83
Abb. 6.10-2	Graskarpfen der Versuche 2006	85
Abb. 6.11-1 bis 6.11-4	Besatz des Harkortsees mit Schuppenkarpfen	88
Abb. 6.11-5 und 6.11-6	Besatz des Harkortsees mit Schuppenkarpfen	89

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 6.12-1	Mähbalken	89
Abb. 6.12-2	Schematische Darstellung eines Mähbalkens	90
Abb. 6.12-3	Schleppsense aus Stahl	90
Abb. 6.12-4	Boot mit Hochdruck-Spülkopf	90
Abb. 6.12-5	Sturm-Boot mit Turbulenzen erzeugenden Wellen am Heck	92
Abb. 6.12-6	Mäh- und Sammelschiff „Manati“	92
Abb. 6.12-7	Schematische Darstellung des Mäh- und Sammelschiff „Manati“, die roten Linien stellen die Transportstellung dar	93
Abb. 6.12-8	links: Mähboot mit T-Mähwerk, rechts: Mähboot mit Schubrahmen zur Aufnahme von Wasserpflanzen	94
Abb. 6.12-9	Schematische Darstellung der Arbeitsweise eines Schleppsensenbootes	95
Abb. 6.12-10	links hydraulischer Antrieb der Sense, rechts Schleppsensenstößel mit Kette	95
Abb. 6.12-11	Sturmboot im Einsatz auf dem Kemnader See, Mai 2007	95
Abb. 6.12-12	Screenshot des Navigationssystems „ManateeRoute“, die dunkelblauen Streifen stellen die bereits gefahrene Mähtracs (Mähspuren) dar	96
Abb. 6.12-13	Lage der Testfelder zur Untersuchung unterschiedlicher Mahdregime im Jahr 2007 im Kemnader See	98
Abb. 6.13-1	Schematischer Ablauf des Kompostierungsversuches	100
Abb. 6.13-2	Eingesetzte Materialien; Im Vordergrund <i>Elodea</i> -Mähgut, im Hintergrund Altholz	103
Abb. 6.13-3	Eingesetzte Materialien; geschreddertes Altholz	104
Abb. 6.13-4	Eingesetzte Mischtechnik, modifizierter mobiler Klärschlammstreuer Fabr. TEBBE	104
Abb. 6.13-5	Fertig aufgesetzte und nachbewässerte Kompostmiete (Versuch 1)	105
Abb. 6.13-6	Umsetzen der Kompostmiete nach 7 Tagen (Versuch 1)	105
Abb. 6.13-7	Absiebung der Kompostmiete (Versuch 1) mittels Trommelsieb (Lochdurchmesser 8mm) nach 43 Tagen	106
Abb. 6.13-8	Absiebung der Kompostmiete (Versuch 1) nach 43 Tagen – Überkorn > 8mm (Detailaufnahme)	106
Abb. 6.13-9	Absiebung der Kompostmiete (Versuch 1) nach 43 Tagen – Unterkorn < 8mm	107
Abb. 6.13-10	Platzierung der Temperaturmesssonden in 0,5 m Höhe der Miete (Versuch 1 und 2)	108
Abb. 6.13-11	Temperaturmessung in der Miete bei Versuch 3	108
Abb. 6.14-1	Faulbehälter der KA Bochum Ölbachtal	110
Abb. 6.14-2	erntefrische <i>Elodea</i>	110
Abb. 6.14-3	Anlieferung des Mähgutes	110
Abb. 6.14-4	Versuchsanordnung zur Zerkleinerung von <i>Elodea</i> in wässriger Phase	111
Abb. 6.14-5	Futtermischwagen mit vertikalen Schneidmischschnecken	111

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 6.14-6	Futtermischwagen mit Gurtbandförderer zum Elodea-Austrag	111
Abb. 6.14-7	Traktor zur Beladung; Aussortieren von Fremdstoffen	112
Abb. 6.14-8	Vermischen von Primärschlamm und zerkleinerter Elodea	112
Abb. 6.14-9	Siebschaufel, zur Beladung geöffnet	113
Abb. 6.14-10	Siebschaufel, geschlossen	113
Abb. 7.1-1	Statistische Aufenthaltsdauer des Wassers in den vier Flusstauseen	115
Abb. 7.1-2 a bis d	Abflussganglinien der vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee in den hydrologischen Jahren 2004, 2005 und 2006.	116-117
Abb. 7.1-3a und 7.1-3b	Anzahl Tage mit erhöhten Abflüssen ($> 4 \times \text{MQ}$) und Anzahl Tage mit geringen Abflüssen ($< 0,5 \times \text{MQ}$), in den hydrologischen Jahren 1999 bis 2006 in den vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee	121
Abb. 7.1-4a und 7.1-4b	Mittlerer Abfluss und Scheitelabfluss zu Beginn der Makrophytenvegetationsperiode (April bis Mai) in den hydrologischen Jahren 1999 bis 2006 in den vier Flusstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee	122
Abb. 7.1-5a	Mittlere Fließgeschwindigkeiten oberflächennah und über Grund im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Frühjahr 2005.	124
Abb. 7.1-5b	Mittlere Fließgeschwindigkeiten oberflächennah und über Grund im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Sommer 2005.	125
Abb. 7.1-6	Kemnader See - Lage der Transekte der Fließgeschwindigkeitsmessungen am 03.05.2005; $Q = 48,1 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 2,6 \cdot \text{MNQ}$)	126
Abb. 7.1-7a bis 7.1-7c	Kemnader See 03.05.05 - Fließgeschwindigkeitsverteilung in drei Transekten	127
Abb. 7.1-8a	Kemnader See 03.05.2005: Dreidimensionale Darstellung der Fließgeschwindigkeitsvektoren in den Tiefenschichten 0 - 1 m	128
Abb. 7.1-8b und 7.1-8c	Kemnader See 03.05.2005: Dreidimensionale Darstellung der Fließgeschwindigkeitsvektoren in den Tiefenschichten 0 - 1 m; 1 - 2 m und 2 - 3,5 m	129
Abb. 7.1-9	Makrophytenbestände im Kemnader See am 07.07.2005: Ergebnisse der Bestandserhebung nach dem Vor-Ort-Verfahren.	130
Abb. 7.1-10	Baldeneysee - Lage der Transekte der Fließgeschwindigkeitsmessungen am 31.08.2006 und 01.09.2006	131
Abb. 7.1-11a bis 7.1-11c	Baldeneysee 31.08. und 01.09.2006 - Fließgeschwindigkeitsverteilung in drei ausgewählten Transekten	131-132
Abb. 7.2-1	Monatsdurchschnittswerte für Chlorophyll-a im Hengsteysee und in der Ruhr bei Westhofen, 2004-2006	134
Abb. 7.2-2	Monatsdurchschnittswerte für Chlorophyll-a im Kemnader See und Harkortsee, 2004-2006	134
Abb. 7.2-3	Monatsdurchschnittswerte für Chlorophyll-a im Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006	135

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 7.2-4	Monatliche Durchschnittswerte der Solarstrahlung während der Vegetationsperiode, Station Essen-Werden 2004-2006	135
Abb. 7.2-5	Monatliche Durchschnittskonzentration für o-PO ₄ -P während der Vegetationsperiode, Hengsteysee und Ruhr bei Westhofen 2004-2006	137
Abb. 7.2-6	Monatliche Durchschnittskonzentration für o-PO ₄ -P während der Vegetationsperiode, Kemnader See und Harkortsee 2004-2006	137
Abb. 7.2-7	Monatliche Durchschnittskonzentration für o-PO ₄ -P während der Vegetationsperiode, Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006	137
Abb. 7.2-8	Monatliche Durchschnittskonzentration für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode, Hengsteysee und Ruhr bei Westhofen 2004-2006	138
Abb. 7.2-9	Monatliche Durchschnittskonzentration für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode, Kemnader See und Harkortsee 2004-2006	138
Abb. 7.2-10	Monatliche Durchschnittskonzentration für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode, Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006	138
Abb. 7.2-11	Pflanzenverfügbare Phosphor als Verhältnis o-PO ₄ -P zu TP an den Untersuchungsstellen, 2004-2006	140
Abb. 7.2-12	Monatsdurchschnittswerte für Nitrat-Stickstoff im Hengsteysee und in der Ruhr bei Westhofen, 2004-2006	141
Abb. 7.2-13	Monatsdurchschnittswerte für Nitrat-Stickstoff im Kemnader See und Harkortsee, 2004-2006	141
Abb. 7.2-14	Monatsdurchschnittswerte für Nitrat-Stickstoff im Kettwiger See und Baldeneysee, 2004-2006	141
Abb. 7.2-15	Zeitlicher Verlauf der Gehalte für Nitrat-Stickstoff und Chlorophyll-a im Baldeneysee	142
Abb. 7.2-16	Monatsdurchschnittswerte für Silicium im Hengsteysee und in der Ruhr bei Westhofen	143
Abb. 7.2-17	Monatsdurchschnittswerte für Silicium im Kemnader See und Harkortsee	143
Abb. 7.2-18	Monatsdurchschnittswerte für Silicium im Kettwiger See und Baldeneysee	143
Abb. 7.2-19	Statistische Daten der Gehalte an freiem CO ₂ in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Winterhalbjahr 2006	144
Abb. 7.2-20	Statistische Daten der Gehalte an freiem CO ₂ in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Sommerhalbjahr 2006	144
Abb. 7.2-21	Statistische Daten der Säurekapazität in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Winterhalbjahr 2006	145
Abb. 7.2-22	Statistische Daten der Säurekapazität in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Sommerhalbjahr 2006	145
Abb. 7.2-23	Statistische Daten der pH-Werte in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Winterhalbjahr 2006	145
Abb. 7.2-24	Statistische Daten der pH-Werte in den Ein- und Auslaufbereichen der Ruhr-Stauseen, Sommerhalbjahr 2006	146
Abb. 7.2-25	Statistische Daten der Gehalte an freiem CO ₂ in den Grubenwässern ausgewählter ehemaliger Bergwerke und dem Ölbach 2006	147

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 7.2-26	Jahresdurchschnittswerte der Trübung der Gewässerüberwachungsstationen, 2002-2007	148
Abb. 7.2-27	Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeneysee und der Ruhr bei Hattingen, März und April 2004	149
Abb. 7.2-28	Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeney-, Harkort- und Kemnader See, März und April 2005	149
Abb. 7.2-29a	Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeney-, Harkort- und Kemnader See, März und April 2006	149
Abb. 7.2-29b	Zeitliche Entwicklung der Trübung im Baldeney-, Harkort- und Kemnader See, März und April 2007	150
Abb. 7.2-30	Durchschnittswerte der Wassertemperaturen der Gewässerüberwachungsstationen, 2002-2007	151
Abb. 7.2-31	Durchschnittliche Wassertemperaturen in den Winter- und Sommerhalbjahren 1972-2007, Ruhr bei Essen-Rellinghausen	151
Abb. 7.2-32	Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen im Baldeneysee sowie der Ruhr in der Höhe von Hattingen und Fröndenberg, März und April 2004	151
Abb. 7.2-33	Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort sowie der Ruhr in der Höhe von Fröndenberg, März und April 2005	152
Abb. 7.2-34a	Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort sowie der Ruhr in der Höhe von Fröndenberg, März und April 2006	152
Abb. 7.2-34b	Zeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort sowie der Ruhr in der Höhe von Fröndenberg, März und April 2007	152
Abb. 7.2-35	Durchschnittliche Chlorophyll-a-Gehalte an den Gewässerüberwachungsstationen Baldeney, Hattingen, Kemnade und Harkort, 2000-2007	155
Abb. 7.2-36	Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte im Baldeneysee und der Ruhr bei Hattingen, März und April 2004	156
Abb. 7.2-37	Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort, März und April 2005	156
Abb. 7.2-38a	Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort, März und April 2006	156
Abb. 7.2-38b	Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Gehalte in den Stauseen Baldeney, Kemnade und Harkort, März und April 2007	157
Abb. 7.2-39	Messung der Lichtintensitäten [Lux] oberflächennah in den vier Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Zeitraum vom 12.04.2005 bis 27.04.2005	158
Abb. 7.2-40	Messung der Lichtintensitäten [Lux] über Grund in den vier Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Zeitraum vom 12.04.2005 bis 27.04.2005	158
Abb. 7.2-41	Anteils des eingestrahltten Lichts über Grund in den vier Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee im Zeitraum vom 12.04.2005 bis 27.04.2005	159

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 7.2-42	Mittelwerte (2005 – 2006) der Extinktionskoeffizienten in den vier Ruhrstauseen .	159
Abb. 7.2-43	Mittelwerte der Extinktionskoeffizienten in zeitlicher Abfolge der Rasteruntersuchungen in den vier Ruhrstauseen	160
Abb. 7.2-44	Mittelwert-Vergleich der Extinktionskoeffizienten 2005 innerhalb und außerhalb der <i>Elodea nuttallii</i> -Bestände in den vier Ruhrstauseen	161
Abb. 7.2-45	Sichttiefe [cm] (Secchi-Scheibe) im Kemnader See in den Jahren 2004 bis 2006.	162
Abb. 7.2-46	Lichteinfall [%] im Kemnader See, gemessen in 3 Tiefen am 07.07.2005	163
Abb. 7.2-47	Extinktionskoeffizienten im Kemnader See am 07.07.2005	163
Abb. 7.3-1	Mittelwerte von Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees	164
Abb. 7.3-2	Unterwasseraufnahme des Seegrundes des Kemnader Sees mit einer Pflanze <i>Elodea nuttallii</i> (Foto: v.d. Weyer)	164
Abb. 7.3-3	Mittelwerte von Wassergehalt, Glührückstand und Glühverlust in <i>Elodea</i> -bestandenen (n= 12) und <i>Elodea</i> -freien (n= 9) Bereichen der vier Flusstauseen.	165
Abb. 7.3-4	Mittelwerte der Nährstoffgehalte (NH ₄ -N, ges.-N und ges. P) der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees (Σ n = 21)	166
Abb. 7.3-5	Vergleich der Mittelwerte der Nährstoffgehalte in <i>Elodea</i> -bestandenen (n = 12) und <i>Elodea</i> -freien (n= 9) Bereichen der vier Flusstauseen	166
Abb. 7.3-6	Im Sediment verwurzelter <i>Elodea nuttallii</i> - Spross .	167
Abb. 7.3-7a	Mittelwerte der Gehalte an den Alkali- und Erdalkali-Ionen Ca, Mg, K und Na der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees (Σ n = 21)	168
und 7.3-7b	Vergleich der Mittelwerte der Alkali- und Erdalkali-Ionengehalte in <i>Elodea</i> -bestandenen (n = 12) und <i>Elodea</i> -freien (n = 9) Bereichen der vier Flusstauseen	168
Abb. 7.3-8a	Mittelwerte der Schwermetallgehalte der Sedimente des Hengsteysees, Harkortsees, Kemnader Sees und Baldeneysees (Σ n = 21),	170
und 7.3-8b	Vergleich der Mittelwerte der Schwermetallgehalte der Sedimente in <i>Elodea</i> -bestandenen (n = 12) und <i>Elodea</i> -freien (n = 9) Bereichen der vier Flusstauseen	170
Abb. 7.4-1	Makrophytenvorkommen 2005-2006 im Hengsteysee: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa.	172
Abb. 7.4-2	Makrophytenvorkommen 2005-2006 im Harkortsee: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa. Legende siehe Abb. 7.4-1	173
Abb. 7.4-3	Makrophytenvorkommen 2005-2006 im Kemnader See: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa.	173

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 7.4-4	Makrophytenvorkommen 2005 –2006 im Baldeneysee: Darstellung der Bestandserfassungen nach dem Vor-Ort-Verfahren mit Angabe der relativen Anteile der nachgewiesenen Taxa.	174
Abb. 7.4-5	Harkortsee, Prozentuale Anteile der Makrophyten in den Jahren 2005-2007	174
Abb. 7.4-6a bis 7.4-6c	Zuordnung der Makrophytenarten der Ruhrstauseen in das geochemische Klassifikationssystem von BLOEMENDAAL & ROELOFS (1988)	175
Abb. 7.4-7	Schematisierte Verteilung der Artengruppen an den Probestellen innerhalb eines Gewässertyps (aus: SCHAUMBURG et al 2004)	177
Abb. 7.4-8	Einteilung der in den Ruhrstauseen nachgewiesenen Makrophytenarten in das Artengruppen-System von PHYLIB für den Gewässertyp MP	179
Abb. 7.4-9a	Definition der Klassen anhand der spektralen Analyse	180
Abb. 7.4-9b	Spektrale Signaturen der einzelnen Klassen des Landsat TM 7 Satellitenbildes vom 29.08.2001	180
Abb. 7.4-10	Prozentuale Verteilung der spektralen Klassen der einzelnen Ruhrstauseen für den 29. August 2001 ermittelt anhand der Landsat TM 7 Szene	181-182
Abb. 7.4-11a bis 7.4-11d	Zeitliche Entwicklung der prozentualen Makrophytenverbreitung in den einzelnen Ruhrstauseen in den Jahren 2000 bis 2002	182-183
Abb. 7.4-12	Darstellung der Veränderung des Pflanzenbewuchses des Harkortsees von Juli bis August 2001.	186
Abb. 7.4-13	Darstellung der Veränderung des Pflanzenbewuchses des Hengsteysees, Juli bis August 2001	187
Abb. 7.4-14	Spektrale Klassifikation vom Harkort- und Hengsteysee, 29.08.2001	188
Abb. 7.4-15	Spektrale Klassifikation vom Kemnader See, 29.08.2001	189
Abb. 7.4-16	Spektrale Klassifikation vom Baldeneysee, 29.08.2001	190
Abb. 7.4-17	Ergebnis der Echolot-Untersuchung: a. Bathymetrische Karte des Kemnader Stausees. b: Bestandskartierung der Makrophyten im Kemnader See am 25. und 26.08.2004 durch die Firma Trenkle. Dargestellt ist der Makrophytenbestand mit Differenzierung nach Pflanzenlänge.	191
Abb. 7.4-18	Luftbild des Kemnader Sees vom 29.07.2004	192
Abb. 7.4-19	Verteilung der Elektrischen Leitfähigkeit in verschiedenen Tiefen des Kemnader Sees (09.09.2003) (aus: Ruhrgütebericht 2003)	193
Abb. 7.4-20a und b	a: Bestandskartierung der Makrophyten im Hengsteysee am 25. und 26.08.2004 durch die Firma Trenkle. Dargestellt ist der Makrophytenbestand mit Differenzierung nach Pflanzenlänge. b: Luftbildausschnitt des Hengsteysees vom 09.09.2004. Erkennbar sind die bei der Echolotkartierung entstandenen Fahrspuren des Messbootes innerhalb der Makrophytenbestände.	194
Abb. 7.4-21	Verteilung der Längenklassen der Makrophyten im Kemnader See und Hengsteysee. – Ergebnisse der Echolotuntersuchung der Firma Trenkle am 25. und 26.08.2004	194
Abb. 7.4-22	Ausdehnung der Makrophytenbestände welche die Wasseroberfläche	195

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
	erreichen, in den Jahren 2004 bis 2006 auf Basis der Luftbilddauswertung	
Abb. 7.4-23	Auswertung der Luftbilddaufnahmen vom 08.11.2005. Schraffiert dargestellt die Gesamtfläche der Makrophyten [%] gegenüber dem Anteil, die auch die Wasseroberfläche erreichen	196
Abb. 7.4-24	Foto-Ausschnitt aus dem Hengsteysee mit Köppchenwerk	197
Abb. 7.4-25	Verbreitung von <i>Elodea nuttallii</i> im Uferbereich des Kemnader Sees am 18.03.2002.	198
Abb. 7.4-26a bis 7.4-26f	Makrophytenvorkommen in Häufigkeitsklassen im Harkortsee (17.08.06), Hengsteysee (17.08.06) und Kemnader See (15.08.06): Vergleich der Vorkommen der Summe aller Makrophytenarten (a: c: und e:) oder nur des Vorkommens von <i>Elodea nuttallii</i> (b: d: und f:)	199-201
Abb. 7.4-27	Anteile der Häufigkeitsklassen (HK) der einzelnen Rasterkartierungen. Ergebnisse aller in den Ruhrstauseen vorgenommener Kartierungen nach dem Vor-Ort-Verfahren aus den Jahren 2004 bis 2007.	202
Abb. 7.4-28	<i>Nitella mucronata</i> der Häufigkeitsstufe 5 (massenhaft) im Harkortsee (17.08.2006).	203
Abb. 7.4-28a	Flächen der Makrophytenbestände die aus der Vor-Ort-Kartierung entwickelt wurde, Hengsteysee 03.08.2005	203
Abb. 7.4-28b	Flächen der Makrophytenbestände die aus der Vor-Ort-Kartierung entwickelt wurde, Harkortsee 11.08.2005	204
Abb. 7.4-28c	Flächen der Makrophytenbestände die aus der Vor-Ort-Kartierung entwickelt wurde, Kemnader See 25.08.2005	204
Abb. 7.4-29a	Transektkartierung Hengsteysee2002 – 2004	206
Abb. 7.4-29b	Transektkartierung Hengsteysee 2005 – 2007	207
Abb. 7.4-30a	Transektkartierung Harkortsee 2002 – 2005	208
Abb. 7.4-30b	Transektkartierung Harkortsee Fortsetzung 2005 - 2007	209
Abb. 7.4-31a	Transektkartierung Kemnader See 2002 - 2006	210
Abb. 7.4-31b	Transektkartierung Kemnader See 2007	211
Abb. 7.4-32	Mittelwerte der Häufigkeitsklassen von <i>Elodea nuttallii</i> in den Transekten von Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader Stausee in den Jahren 2002 bis 2007.	212
Abb. 7.5-1	Vergleich der Pflanzenlänge von <i>Elodea nuttallii</i> aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See im August, September und Oktober 2004.	214
Abb. 7.5-2	Vergleich der Wurzellängen von <i>Elodea nuttallii</i> aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See im August, September und Oktober 2004.	215
Abb. 7.5-3	Vergleich der Internodienlängen von <i>Elodea nuttallii</i> aus Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See im August, September und Oktober 2004.	216
Abb. 7.6-1	Trockengewichtsanteil bei <i>Elodea nuttallii</i> . Box-Whisker-Plot-Darstellung	217
Abb. 7.6-2	Biomasse von <i>Elodea nuttallii</i> (Trockengewicht und Nassgewicht) in Abhängigkeit von der Häufigkeitsklasse. (Mittelwerte aus 2 bis vier Messungen)	218
Abb. 7.6-3	Vergleich der P-Gehalte im Trockengewicht verschiedener	219

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
	Wasserpflanzenarten (aus: GARBEY et al. 2004)	
Abb. 7.6-4	Abhängigkeit zwischen ortho-PO ₄ -P-Gehalt (= SRB: soluble reactive phosphorus) und mittlerem P-Gehalt von <i>Elodea nuttallii</i> , mit Lage des Bereiches der P-Gehalte in <i>Elodea nuttallii</i> in den Ruhrstauseen. (verändert nach THIEBAULT, 2005)	220
Abb. 7.6-5	Phosphat-Konzentration in der Ruhr bei Essen (Sommerhalbjahres-Mittelwerte bei Niedrigwasserführung Q < 30 m ³ /s)	220
Abb. 7.6-6	Schwermetall-Anreicherungsfaktor von <i>Elodea nuttallii</i> im Vergleich zu den Sedimentgehalten am Beispiel des Hengsteysees	221
Abb. 7.6-7	Schwarzfärbung von <i>Elodea nuttallii</i> durch Auflagerung von Manganoxid	221
Abb. 7.6-8	Spezifische Sauerstoffzehrung von <i>Elodea nuttallii</i> Material bei 20 °C im Dunkeln über 5 Tage.	222
Abb. 7.6-9	Bilanzierung der einzelnen Kompartimente der sauerstoff-zehrenden Prozesse bei <i>Elodea nuttallii</i> innerhalb von 5 Tagen.	224
Abb. 7.6-10	Ergebnisse der Sapromat-Untersuchung: Sauerstoffzehrung von Ruhrwasser (Probenahme Essen-Rellinghausen „Zornige Ameise“) über 5 Tage an drei Untersuchungsterminen 2005.	224
Abb. 7.6-11	Ergebnisse der Sapromat-Untersuchung: Sauerstoffzehrung von Ruhrwasser (Probenahme Essen-Rellinghausen „Zornige Ameise“; 06.07.2005) über 25 Tage.	225
Abb. 7.6-12	Ergebnisse der Sapromat-Untersuchung: Spezifische Sauerstoffzehrung von <i>Elodea nuttallii</i> Material bei 20 °C im Dunkeln über 5 Tage.	225
Abb. 7.6-13	Ergebnisse der Sapromat-Untersuchung: Spezifische Sauerstoffzehrung von <i>Elodea nuttallii</i> Material bei 20 °C im Dunkeln über 26 Tage.	226
Abb. 7.7-1	Mikroskop-Aufnahme eines <i>Elodea nuttallii</i> -Blattes aus der teilabgedunkelten Plexiglasröhre.	227
Abb. 7.7-2	Mikroskop-Aufnahme eines <i>Elodea nuttallii</i> -Blatts aus der nicht-abgedunkelten Plexiglasröhre.	227
Abb. 7.7-3	Längenwachstum von <i>Elodea nuttallii</i> in cm pro Woche. Darstellung der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren als Box-Whisker-Plots mit Median, Perzentil und Extremwerten	228
Abb. 7.7-4	relatives Längenwachstum von <i>Elodea nuttallii</i> in % pro Woche. Darstellung der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren als Box-Whisker-Plots mit Median, Perzentil und Extremwerten	229
Abb. 7.8-1	Fischverteilung im Hengsteysee der Probefischung 2006	233
Abb. 7.8-2	Fischverteilung im Harkortsee (Gesamtbefischung 2004)	236
Abb. 7.8-3	Fischverteilung im Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2001)	238
Abb. 7.8-4	Fischverteilung Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2007)	244
Abb. 7.8-5	Längenverteilung der Fischfauna des Baldeneysees (Oktober 2002)	249
Abb. 7.8-6	Fischverteilung Kettwiger Stausee (Gesamtbefischung 2003)	251
Abb. 7.9-1	Saprobienindex nach DIN 38410-1, typspezifischen Bewertung nach PERLODES als Gewässertyp 9.2,	255
Abb. 7.9-2	Kartenausschnitt Gewässernetzkarte des Ruhrnützerbericht 2005 mit den	256

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
	Gewässergüteklassen	
Abb. 7.9-3	Prozentualer Anteil aller eingestuften MZB-Taxa der Probenahmen 2005	257
Abb. 7.9-4	Dendrogramm der Zooplanktonproben, Ruhrstauseen Okt. / Nov. 2005 und Jul. 2007	258
Abb. 7.9-5	Vergleich der Zooplanktondichten der untersuchten Ruhrstauseen innerhalb und außerhalb der Makrophytenbestände, sowie der Ciliaten, Rotatoria und Crustacea	259
Abb. 7.9-6	Biovolumina der untersuchten Ruhrstauseen 2005 und 2007, innerhalb und außerhalb der Makrophytenbestände und differenziert nach Gruppen	260
Abb. 7.10-1a bis 7.10-1c	Ergebnis der Vorversuche zu den Fütterungsexperimenten an Rotfedern (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>).	262
Abb. 7.10-2a und 7.10-2b	Nahrungspräferenz (aufgenommene Biomasse und Bissfrequenz) von Rotfedern bei gleichzeitig als Nahrung angebotenen Wasserpflanzenarten	264
Abb. 7.10-3	Nahrungspräferenz (anhand von Bissfrequenz) von Graskarpfen bei gleichzeitig als Nahrung angebotenen Wasserpflanzenarten	265
Abb. 7.10-4	Temperaturabhängigkeit der Nahrungsaufnahme (<i>Elodea nuttallii</i>) bei Rotfedern (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	266
Abb. 7.10-5	Temperaturabhängigkeit der Nahrungsaufnahme (<i>Elodea nuttallii</i>) bei Graskarpfen (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	267
Abb. 7.10-6	Fraßspuren von <i>Lymnaea peregra</i> an Blättern von <i>Elodea nuttallii</i>	269
Abb. 7.10-7	Nahrungspräferenz von <i>Gammarus roeseli</i> :	269
Abb. 7.10-8a bis 7.10-8d	a: <i>Gammarus roeseli</i> ; b: <i>Gammarus tigrinus</i> ; c: <i>Dikerogammarus villosus</i> ; d: <i>Echinogammarus berilloni</i>	270
Abb. 7.10-9	Spezifische Fraßmenge von <i>Elodea nuttallii</i> bei <i>Gammarus roeseli</i> , <i>Gammarus tigrinus</i> , <i>Dikerogammarus villosus</i> und <i>Echinogammarus berilloni</i> .	271
Abb. 7.11-1	Mittelwerte des prozentualen Anteils des eingestrahnten Lichtes über Grund im Vergleich Harkortsee mit Kemnader See in der Startphase der Vegetationsperioden 2005 und 2006.	272
Abb. 7.11-2	Messstation Wetter, Trübungsdaten - Mittelwerte der Stundenmittelwerte	274
Abb. 7.12-1	Ergebnisse der begleitenden Tauchuntersuchungen zu den verschiedenen Maßnahmen in den Testfeldern	278
Abb. 7.12-2	Verzweigungen/10 cm bei <i>Elodea nuttallii</i> in den Testfeldern Kemnader See, 2007	278
Abb. 7.12-3	„delta“ des Verzweigungsgrad von <i>Elodea nuttallii</i> der erhobenen Daten in den Testfeldern Kemnader See, 2007	279
Abb. 7.13-1	Massenanteile von Unter- und Überkorn nach jeweils 6-wöchiger Kompostierung	281
Abb. 7.13-2	Massenbilanz Kompostierungsversuch 1	282
Abb. 7.13-3	Massenbilanz Kompostierungsversuch 2	283
Abb. 7.13-4	Restvolumen und Volumenreduktion im Verlauf der Rotte	284
Abb. 7.13-5	Temperaturverlauf <i>Elodea</i> -Kompostierung – Versuch 1	286

Abbildungsverzeichnis

	Titel	Seite
Abb. 7.13-6	Temperaturverlauf <i>Elodea</i> -Kompostierung – Versuch 2	286
Abb. 7.13-7	Temperaturverlauf <i>Elodea</i> -Kompostierung – Versuch 3	287
Abb. 7.14-1	Bruchstücke von <i>Elodea nuttallii</i> nach einer Rührzeit von 60 min.	297
Abb. 7.14-2	Treibzeug und Fremdstoffe aus erntefrischer <i>Elodea</i>	298
Abb. 7.14-3	<i>Elodea</i> -zugabe und Faulgasanfall	299
Abb. 7.14-4	<i>Elodea</i> -zugabe und Stickstoffbelastung des KA- Ablaufs	300
Abb. 7.14-5	Spezifische Faulgasproduktion von Rohschlamm (KA Duisburg-Kasslerfeld 11.05.2004), Faulschlamm und <i>Elodea nuttallii</i> (06.07.2004) im Versuchszeitraum von 28 Tagen	302
Abb. 8.1-1	Habitat-Präferenzkurven von <i>Elodea canadensis</i> für Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Korngrößen der Sedimente (aus: RIIS & BIGGS 2003b)	308
Abb. 8.1-2	Auswirkungen von Hochwasser auf Makrophytenbestände im Frühjahr bzw. Sommer. Links: normaler Abfluss, Rechts: Hochwasser	310
Abb. 8.1-3	Mittlere Nitrat-Konzentrationen im Sommer- und Winterhalbjahr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) zwischen 1972 und 2005	312
Abb. 8.1-4	Mittlere Nitratfrachten im Sommer- und Winterhalbjahr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) zwischen 1972 und 2005	312
Abb.8.1-5	Mittlere Frachten des ortho-Phosphates im Sommer- und Winterhalbjahr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) zwischen 1972 und 2005.	313
Abb. 8.2-1	Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) als Beifang im Mähgut von <i>Elodea nuttallii</i>	317
Abb. 8.2-2	Bilanzierung der Makrophytenbestände des Kemnader Sees (grüner Balken) für 2004 und 2005 mit Darstellung der vor der jeweiligen Bestandsaufnahme durch Mahd entnommenen Biomasse (violetter Balken)	318
Abb. 8.2-3	Summendarstellung der entnommenen Mengen an <i>Elodea</i> [t] durch Mahd am Kemnader See 2005	318
Abb. 8.3-1	<i>Elodea nuttallii</i> – gedrunken-verzweigte Wuchsform im Sommer 2006. Die Pfeile markieren fehlende Triebspitzen.	323
Abb. 8.3-2	Im Hengsteysee sind im Oktober 2006 die Spitzen der älteren Triebe von <i>Elodea nuttallii</i> und vom Ährigen Tausendblatt (<i>Myriophyllum spicatum</i>) abgerissen bzw. abgebissen. Dies trifft nicht für die jüngeren Sprosse zu. (Foto: van de Weyer)	324
Abb. 8.3-3	Abundanz der Gammaridae im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee bei der flächenbezogenen Beprobung im Frühjahr und Sommer 2005	326
Abb. 8.3-4	Dichte der Larven des Wasserschmetterlings <i>Acentria ephemerella</i> in Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See im Sommer 2005 und Foto der Larve auf Blättern von <i>Elodea nuttallii</i> .	328
Abb. 8.5-1	Segeln auf dem Baldeneysee	336

Tabellenverzeichnis

	Titel	Seite
Tab. 1-1	Liste der in Harkortsee, Hengsteysee und Kemnader See vorkommenden Wasserpflanzenarten	5/6
Tab. 2-1	Charakteristik der fünf Flusstauseen der Ruhr	13
Tab. 2-2	Übersicht über die Personenschifffahrt der Ruhrstausee	15
Tab. 6-1	Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See im Jahr 2004	39
Tab. 6-2	Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See im Jahr 2005	40
Tab. 6-3	Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See, 2006	41
Tab. 6-4	Durchgeführte Untersuchungen auf Hengstey-, Harkort-, Baldeneysee und Kemnader See, 2007	42
Tab. 6.1-1	Zusammenstellung der Termine der magnetisch-induktiven Fließgeschwindigkeitsmessungen an vier Ruhrstauseen mit Zuordnung zum jeweils herrschenden Abfluss	44
Tab. 6.2-1a	Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr mit Betreiber und der jeweiligen Ausstattung	49
Tab. 6.2-1b	Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr mit Betreiber und der jeweiligen Ausstattung	51
Tab. 6.2-2	Herstellerangaben zu Messbereich und Genauigkeit des Li-COR Quantensensors LI-189	53
Tab. 6.2-3	(Operationelle) Umrechnungsfaktoren für Tageslicht	53
Tab. 6.3-1	Parameter und Methoden der Sedimentuntersuchungen 2004 und 2005	57
Tab. 6.4-1	Schätzsкала der Häufigkeit nach KOHLER (1978)	66
Tab. 6.4-2	Zusammenstellung der Termine der Unterwasserkartierungen der Vegetationsprofile in den vier Flusstauseen, 2002 - 2006	67
Tab. 6.4-3	Aussagekraft verschiedener Methoden der Makrophyten-Bestandserfassung	69
Tab. 6.4-4	Kosten der verschiedenen angewendeten Methoden der Makrophyten-Bestandserfassung	69
Tab. 6.6-1	Übersicht über die untersuchten Parameter und der verwendeten Methoden zur Klärung der Nährstoff- und Schwermetallgehalte	73
Tab. 6.7-1	Versuchsordnung der Becken 2005 und Reaktion von <i>Elodea nuttallii</i>	77
Tab. 6.7-2	Messbereich und Messgenauigkeit der WTW-Sonde (laut Herstellerangaben)	78
Tab. 6.8-1	Übersicht: Material und Methoden der Probenbefischungen Ruhrstauseen	81
Tab. 6.12-1	Technische Daten des Mäh- und Sammelschiff „Manati“	92/93
Tab. 6.13-1	Abfallrechtliche Bewertung möglicher Entsorgungswege von <i>Elodea</i> -Mähgut	101
Tab. 6.13-2	Zusammenhang von Atmungsaktivität (AT4) und Rottegrad (LAGA M 10)	102
Tab. 6.13-3	Maximale Schwermetallgehalte [mg/kg] bei Ausbringung (BioAbfV, 1998)	102
Tab. 6.13-4	Biologische Stabilisierungsanforderungen nach [AbfAbIV]	102
Tab. 6.13-5	Eingesetzte Mengen für die Kompostierungsversuche 1 und 2	107

Tabellenverzeichnis

	Titel	Seite
Tab. 6.13-6	Durchgeführte Analysen durch Ruhrverband, Abt. Laboratorium und Gewässerbeschaffenheit	109
Tab. 6.13-7	Netto-Einheitspreise (EP) als Kostengrundlage für die Versuche I und II sowie für großtechnische Projektierung	110
Tab. 7.1-1	Gewässerkundliche Hauptzahlen der vier Ruhrstauseen mit Datengrundlage.	114
Tab. 7.1-2	Verhältnis der Gewässerkundliche Hauptzahlen der vier Ruhrstauseen zueinander (basierend auf Daten aus Tab. 7.1-1)	114
Tab. 7.1-3	Mittlerer Abfluss aus den vier Flussstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee in den hydrologischen Jahren 2004, 2005 und 2006 des Untersuchungszeitraumes im Vergleich zum langjährigen Mittel MQ	118
Tab. 7.1-4	Vergleich der Fließgeschwindigkeiten in den Flussstauseen Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee in Frühjahr und Sommer 2005 mit Bezug zur jeweiligen Abflusssituation (Tagesmittelwerte).	124
Tab. 7.2-1	Mittelwerte des partikulär gebundenen Phosphors in der Vegetationsphase im Hengsteysee, Kemnader See und Baldeneysee im Vergleich zwischen den Jahren 2004 und 2005, die durch Makrophyten-Massenentwicklungen gekennzeichnet waren, zu dem Jahr 2006, in dem diese Bestände ausblieben.	139
Tab. 7.2-2	Zeitpunkte des erstmaligen Erreichens einer Wassertemperatur von 8 bzw. 10°C an den Gewässerüberwachungsstationen Baldeney, Kemnade, Harkort und Fröndenberg, 2004-2007	154
Tab. 7.3-1	Geochemische Klassifikation der aquatischen Makrophyten (nach: BLOEMENDAAL & ROELOFS (eds.) 1988)	169
Tab. 7.3-2	Ergebnis des Mann-Whitney U-Tests für den Vergleich der Sedimenteigenschaften von <i>Elodea</i> -bestandenen und <i>Elodea</i> -freien Bereichen.	171
Tab. 7.4-1	Makrophyten-Typologie für Seen nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2004)	177
Tab. 7.4-2	Makrophyten-Typologie für Fließgewässer nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2004)	178
Tab. 7.4-3	Nachgewiesene Makrophyten und makrophytische Algenarten mit Einteilung in das Typensystem von PHYLIB (Fließgewässer Typ MP)	178
Tab. 7.4-4	Angaben über die flächenhafte Verteilung der spektralen Klassen in den Jahren 2000 bis 2002 (Flächenangabe in ha).	185
Tab. 7.4-5	Flächenverluste der Makrophyten durch Hochwässer von drei Ruhrstauseen, Sommer 2007	205
Tab. 7.5-1	Vergleich von Pflanzenlänge, Wurzellänge, Internodienlänge im basalen Teil des Sprosses und im oberen Bereich für Pflanzen bei Pflanzen aus H5 im Vergleich zu Pflanzen aus H2.	213
Tab. 7.7-1	Längenwachstum von <i>Elodea nuttallii</i> . Statistische Kennwerte der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren	228
Tab. 7.7-2	relatives Längenwachstum von <i>Elodea nuttallii</i> . Statistische Kennwerte der Ergebnisse der Wachstumsversuche in Plexiglasröhren	229
Tab. 7.8 -1	Längenverteilung der Fischfauna im Hengsteysee am (Gesamtbefischung 2004)	231
Tab. 7.8-2	Längenverteilung der Fischfauna im Hengsteysee (Gesamtbefischung 2006)	232

Tabellenverzeichnis

	Titel	Seite
Tab. 7.8-3	Längenverteilung der Fischfauna des Harkortsees (Gesamtbefischung 2004)	234
Tab. 7.8-4	Fischbestandserhebung Harkortsee (Gesamtbefischung 2004)	235
Tab. 7.8-5	Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung April 2001)	237
Tab. 7.8-6	Fischbestandserhebung Kemnader Stausee (Gesamtbefischung April 2001)	237
Tab. 7.8-7	gezielte Untersuchung zum Jungfischbestand: Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Oktober 2001)	238
Tab. 7.8-8	Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2004)	239/240
Tab. 7.8-9	Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2005)	240/241
Tab. 7.8-10	Fischbestandserhebung, Kemnader Stausee September 2006	241/242
Tab. 7.8-11	Längenverteilung der Fischfauna des Kemnader Stausees (Gesamtbefischung 2007)	242
Tab. 7.8-12	Fischbestandserhebung Kemnader Stausee (Gesamtbefischung Herbst 2007)	243
Tab. 7.8-13	Rotfederbesatz des Kemnader Stausees	245
Tab. 7.8-14	Längenverteilung der Fischfauna des Baldeneysees (Gesamtbefischung 2002)	247
Tab. 7.8-15	Abundanzen der Fischfauna im Baldeneysee (Oktober 2002)	248
Tab. 7.8-16	Längenverteilung der Fischfauna des Kettwiger Stausees (Gesamtbefischung 2003)	250
Tab. 7.8-17	Abundanzen der Fischfauna im Kettwiger Stausee (Gesamtbefischung 2003)	250
Tab. 7.8-18	Artenspektrum der Stauseen im Vergleich	251/252
Tab. 7.8-19	Vergleich der Fischbestände, Erträge und Abundanzen	253
Tab. 7.8-20	Vergleich der Individuenzahlen pro m ² – Netz der Probebefischungen	254
Tab. 7.9-1	Taxaliste des Zooplanktons der Ruhrstauseen vom Okt. / Nov. 2005 und Jul. 2007	258
Tab. 7.10-1	Ergebnisse des Man-Whitney U-Tests der Vorversuche zu den Fütterungsexperimenten an Rotfedern (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>).	263
Tab. 7.10-2	Vergleich der Fraßleistung von Rotfedern und Graskarpfen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur.	268
Tab. 7.10-3	Ergebnis der sechstägigen Vorversuche zum Fraß von Makrozoobenthos an <i>Elodea nuttallii</i>	268
Tab. 7.10-4	Statistischer Vergleich der Fraßmengen von <i>Elodea nuttallii</i> bei <i>Gammarus roeseli</i> , <i>Gammarus tigrinus</i> , <i>Dikerogammarus villosus</i> und <i>Echinogammarus berilloni</i> .	271
Tab. 7.12-1	Übersicht über erfolgte Mahd auf Hengstey-, Harkort und Kemnader See, 2004-2007	275
Tab. 7.13-1	Zusammenfassung Massenbilanzen.	285
Tab. 7.13-2	Maximale und minimale Temperaturen [°C] an unterschiedlichen Messpunkten	285
Tab. 7.13-3	Temperaturveränderungen durch Umsetzen der Mieten.	287

Tabellenverzeichnis

	Titel	Seite
Tab. 7.13-4	Schwermetallgehalte von <i>Elodea</i> -Wasserpflanzen aus den Jahren 2004, 2005 und 2007	289
Tab. 7.13-5	Schadstoffgehalte in Versuch 1 sowie Vergleich zur BioAbfV	289
Tab. 7.13-6	Schadstoffgehalte in Versuch 2 sowie Vergleich zur BioAbfV.	290
Tab. 7.13-7	Schadstoffgehalte in Versuch 3 sowie Vergleich zur BioAbfV	290
Tab. 7.13-8	Messergebnisse AT4 und GB 21 der eingesetzten Materialien, der Mischung sowie nach Siebung und 6-wöchiger Kompostierung	292
Tab. 7.13-9	Netto-Kostenaufstellung der Versuche 1,2 und 3	292
Tab. 7.13-10	Mahdmengen in den Jahren 2004 und 2005	294
Tab. 7.13-11	Durchsatzleistung von Verfahrensschritten der Kompostierungsversuche auf Grundlage der Versuche 1 und 2	294
Tab. 7.13-12	Kostenvorschau für großtechnische <i>Elodea</i> -Kompostierung	294
Tab. 7.13-13	Kostenvorschau für großtechnische <i>Elodea</i> -Kompostierung auf Grundlage der Verfahrenskette des Versuches 3	295
Tab. 7.13-14	Kosten für die externe Entsorgung (Kompostierung) von <i>Elodea</i> im Jahr 2007	296
Tab. 7.14-1	Kenndaten der Klärschlämme zur Bestimmung des Faulverhaltens nach DIN 38414 S 8, Faulversuche mit Faulschlamm der KA DU-Kaßlerfeld und <i>Elodea nuttallii</i>	301
Tab. 7.14-2	Ergebnisse der spezifischen Faulgasproduktion von Faulschlamm und Mischschlamm aus Faulschlamm und <i>Elodea nuttallii</i> . (IS: Impfschlamm; MS: Mischschlamm; PS: Probe (<i>Elodea</i>); V: Mittleres Gasvolumen; V ₀ : Normgasvolumen; V _n : Nettogasvolumen; V _s : Spezifisches Gasvolumen)	302
Tab. 8.1-1	Ergebnisse des <i>Elodea</i> -Monitorings in der Ruhr (Hengsteysee bis Baldeneysee), Juli 2002	304/305
Tab. 8.1-2	Ruhrstauseen, Flächenanteile [%] der Makrophyten vor bzw. nach dem Hochwasserereignissen vom August 2007	309
Tab. 8.1-3	Biomasse <i>Elodea nuttallii</i> (Trockengewicht) im August 2005 im Kernader See, Harkortsee und Hengsteysee und Summe des fixierten Stickstoffs bei 1,5 %igem 3,6 % igem und 3,4 %igem N-Gehalt der Pflanzen	314
Tab. 8.1-4	Biomasse <i>Elodea nuttallii</i> (Trockengewicht) im August 2005 im Kernader See, Harkortsee und Hengsteysee und Summe des fixierten Phosphors bei 0,7 %igem und 0,9 %igem P-Gehalt der Pflanzen	314
Tab. 8.3-1	Abschätzung der Fraßleistung der Gammariden in den Ruhrstauseen in den Jahren 2004 und 2005; (*) auch im Harkortsee wird mit einer mittleren Dichte von 400 Gammariden/ m ² kalkuliert, da dies auch für diesen See der potenziellen Dichte entspricht	327
Tab. 8.4-1	Kostenvorschau für eine großtechnische <i>Elodea</i> -Co-Vergärung.	332

Literaturverzeichnis

Literatur

- ABERNETHEY, V. J., SABBATINI, M. R., MURPHY, K. J. (1996): Response of *Elodea canadensis* MICHX. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition. *Hydrobiologia* 340: 219-224
- ABFABL V (2001): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen. BGBl I 2001, 305
- ABFKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung (BGBl. I S. 912)
- AVV (2001): Abfallverzeichnis-Verordnung (BGBL. I. S. 3379)
- BARRAT-SEGRETAIN, ELGER, A., SAGNES, P., PUIJALON, S. (2002): Comparison of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* Michx. and *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John, *Aquatic botany* 74 s.299-313.
- BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. (1991): Ökologie - Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften, aus dem Englischen übersetzt von D. SCHROEDER & B. HÜLSEN: 1024 S., Birkhäuser, Basel/Boston/Berlin
- BGBl I (1992): Klärschlammverordnung AbfKlärV. - Zuletzt geändert durch § 11 Abs. 2 V v. 26.11.2003
- BGBl I (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen - BioAbfV
- BIDLINGMAIER, W. (2000): Biologische Abfallverwertung. Eugen Ulmer GmbH & Co. Stuttgart
- BIOABFV (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Bundesgesetzblatt, 2955
- BLOEMENDAAL, F.H.J.L & J.G.M. ROELOFS (Hrsg.) (1988): Waterplanten en Waterkwaliteit. – Natuurhistorische Bibliotheek van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Bd. 45 - Utrecht, 189 pp.
- BOWMER, K., S.W.L. JACOBS & G.R. SAINTY (1995): Identification, biology, and management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. - *J. Aquat. Plant. Manage.* 33: 13 – 19.
- CASPER, S. J., KRAUSCH, H.-D. (1980/1981): Pteridophyta u. Anthophyta, 1. & 2. Teil, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23 & 24
- COLLING, M. & U. SCHMEDTJE (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 543pp.
- COOK, C. D. K., URMI-KÖNIG, K. (1985): A Revision of the Genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany* 21: 111-156
- CYR, H. & PACE, M.L. (1993): magnitude and pattern of herbivory in aquatic and terrestrial ecosystems. – *Nature* 361:148-150.
- DUSSLING ET AL. (2007): Probenahme und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL
- EUGELINK, A. H. (1998): Phosphorus uptake and active growth of *Elodea canadensis* MICHX. and *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN. *Wat. Sci. Tech.* 37 (3): 59-65
- FRANKE, T., BAYER, S. (1995): Lebensraumtyp Teiche. Landschaftspflegekonzept Bayern II.7: 190 S.
- GARBAY, C. G. THIEBAUT, S. MULLER (2003): Impact of manual spring harvesting on the regrowth of a spreading aquatic plant: *Ranunculus peltatus* Schrank. – *Arch Hydrobiol.* 156 (2): 271-286.
- GARBAY, C., K.J. MURPHY, G. THIEBAUT & S. MULLER (2004): Variation in P-Content in aquatic plant tissue offers an efficient tool for determining plant growth strategies along a resource gradient. – *Freshwater Biology* 49, 1 – 11.
- GERBER, K., SMART, G. C., ESSER, R. P. (1986): Plant-parasitic nematodes associated with the aquatic plants *Ceratophyllum demersum* and *Hydrilla verticillata*. *Nematology Circular* 130
- GESCHÄFTSSTELLE RUHRTAL (2003) Strategiekonzept Personenschiffahrt auf den Ruhrabschnitten Kernnade – Hattingen und Dahlhausen – Baldeneysee. - <http://www.dasruhrtal.de/leitprojekte/ruhrschiffahrt/StrategiepapierRuhrschiffahrt.pdf>: - 30 pp

Literaturverzeichnis

- GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes: 222 pp., Wiley, Chichester
- GROSS, E., JOHNSON, N., HAIRSTON, G. JR. (2000): Experimental evidence for changes in submersed macrophyte species composition caused by the herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). – *Oecologica* (2001) 127: 105-114
- GUTOWSKI, A., HOFMAN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, M., SCMEDTJE, U., SCHNEIDER, S., TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Heft 4/98: 501 S.
- HAID, V., GROSS, E. (2002): Molekularbiologische Unterscheidung submerser Makrophyten der Gattung *Elodea*. Poster DGL Tagung Braunschweig
- HIRT, E. H. SCHÖDEL (2005): Nachweis von *Echinogammarus trichiatus* (Crustacea: Amphipoda) in der Regnitz bei Bamberg. – *Lauterbornia* 55:121–123.
- HUSSNER, A. (i.V.): Untersuchungen zur Ökologie und Ökophysiologie aquatischer Neophyten in Nordrhein-Westfalen. - Dissertation zum Dr. rer. nat. im Fach Geobotanik der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf.
- IMHOFF, K. R. (1980): Über die Wirkung der Ruhrstauseen und Maßnahmen des Ruhrverbandes zur Verminderung der Eutrophierung - Münchner Beiträge z. Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 32, 317 – 333
- JACOBSEN, D., SAND-JENSEN, K. (1992): Herbivory of Invertebrates on Submerged Macrophytes from Danish Freshwaters. *Freshwater Biology* 28: 301-308
- JENS, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Parey Verlag Hamburg
- JOHNSON, R.L., E.M. GROSS & N.G. HAISTON (1998): Decline of the invasive submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* (Haloragacea) associated with herbivory by the larvae of *Acentria ephemerella* (Lepidoptera). – *Aquatic Ecology* 31: 273 – 282.
- JONES, J.I., J.W. EATON & K. HARDWICK (2000): The effect of changing environmental variables in the Surrounding water on the physiology of *Elodea nuttallii*. - *Aquatic Botany* 66. 115-129.
- KÄNEL, B.R. (1998): Effect of aquatic plant removal on lotic ecosystems- Dissertationsschrift ETH Zürich, 140 pp.
- KESEL, R., KUNDEL, W., SINNING, F. (2001): Die Grabenvegetation in der Bremer Niederung und den Wesermarschen. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 5: 41-64
- KLEINSTEUBER, A., WOLFF, P. (1998): Hydrocharitaceae – Froschbißgewächse. In: SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G., WÖRZ, A. (Hrsg): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 7 (Butomaceae bis Poaceae): 32-42, Ulmer
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt* 10: 73-85
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W., GRASTEIN, S. R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 34: 519 S., Bonn
- KÖRNER, S. (2001): Development of submerged macrophytes on Shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. *Arch. Hydrobiol.* 152: 395-409
- KOHLER, A. 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt* 10: 73-85
- KOPPE, P., E.A. NUSCH & K.-H. KORNAZKI (1982): Untersuchungen über den Einfluss der Stauhaltung eines Flusses auf die Wasserbeschaffenheit. – Abschlussbericht des BMFT-Forschungsvorhabens, 350 S. + Anhang-Band.
- KUNDEL, W. (1990): *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in Flussmarschgewässern bei Bremen. *Tuexenia* 10: 41-48
- LAGA (1985): Merkblatt 10. Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müll/Klärschlamm. Stand 10/1985 Müllhandbuch. Kennziffer 6856, Lfg. 1/1985

Literaturverzeichnis

- LANAPLAN (2002): Bioökologische Untersuchungen zur Auswirkung von Unterhaltungsmaßnahmen auf die Flora und Fauna von Gräben im Raum Isselburg (Niederrhein). Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF NRW
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW (1999): Rote Liste der gefährdeten Fische und Rundmäuler in Nordrhein-Westfalen
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren: 43 S., Stand: April 2000, unveröff.
- LODGE, D.M. (1991): Herbivory on freshwater macrophytes. – *Aquatic Botany* 41: 195-224.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 30: 106 S., Essen
- MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: R. DENEKE, B. NIXDORF (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15–23.
- MATTER, J. (1999): Fischereifachkunde für Seen, Flüsse und küstennahe Gewässer. Parey Verlag Hamburg
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., VOGT, E. (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weßlinger Sees. Informationsber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/88: 266 S., München
- MIELECKI, M. & E. PIECZYNSKA (2005): The influence of fragmentation on the growth of *Elodea canadensis* Michx. In different light condition. – *Polish Journal of Ecology* 53 (2): 155-164.
- MUNLV NRW (2001): Fische unserer Bäche und Flüsse. Aktuelle Verbreitung, Entwicklungstendenzen, Schutzkonzepte für Fischlebensräume in NRW
- MUUS, B.J. & P. DAHLSTRÖM (1981): Süßwasserfische. BLV Verlag München
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - 3. Aufl., Quelle & Meyer, Uni Taschenbücher, Heidelberg, Wiesbaden, 512pp.
- NAGASAKA, M., K. YOSHIZAWA, K. ARIZUMI & K. HIRABAYASHI (2002): temporal changes and vertical distribution of macrophytes in Lake Kawaguchi. – *Oecologia* 3: 107-114.
- NEWMANN, R. M. (1991): Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10: 89-114
- NIELSEN, H. D., NIELSEN S. L. & MADSEN T.V. (2006): CO₂ uptake patterns depend on water current velocity and shoot morphology in submerged stream macrophytes. - *Freshwater Biology* 51 (7), 1331-1340.
- NINO DI, F., G. THIEBAUT & S. MULLER (2005): Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St. John to manual harvesting in the North-East of France. – *Hydrobiologia* 551: 147 – 157.
- NOWAKOWSKI, J., SELL, M. (i. Vorb.): Starke Bestandzunahmen rastender Wasservögel nach Massenentwicklung der Wasserpest (*Elodea nuttallii*) im Ruhrstausee Kemnade. Charadrius
- NUSCH, E.A. (1982): Zur Frage kritischer Nährstoffbelastung gestauter Fließgewässer – *Wasser Abwasser Forsch.* 15, Nr. 3 S. 103-112
- NUSCH, E. A. (2001): Neozoen an und in der Ruhr. - *Natur am Niederrhein* N. F. 16 (Festschrift G. FRIEDRICH): 94-100, Krefeld
- PREJS, A. (1984): Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. - *Environmental Biology of Fishes* 10: 281-296
- OTTEN, A. (2006): Experimentelle Bestimmung der Wachstumsraten von *Elodea nuttallii*. – Projektbericht für den Ruhrverband – unveröffentlicht.
- POTTGIESSER, T. (2003): ‚Karte der bioökologisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands‘ download unter <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>

Literaturverzeichnis

- RAABE, U., FOERSTER, E., SCHUMACHER, W., WOLFF-STRAUB, R. (1996): FLORENLISTE VON NORDRHEIN-WESTFALEN, 3. verbesserte und erweiterte Auflage. Schriftenreihe der LÖBF 10: 196 S., Recklinghausen
- RIIS, T. & B. BIGGS (2003a): Stream vegetation and flow regime. – *Water & Atmosphere* 11(1), 18 – 20.
- RIIS, T. & B. BIGGS (2003b): Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. – *Limnol. Oceanogr* 48(4), 1488 – 1497.
- RUHRFISCHEREIGENOSSENSCHAFT ESSEN (2001): Fischbestandsuntersuchung Kemnader Stausee. Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH, Arnsberg
- RUHRFISCHEREIGENOSSENSCHAFT ESSEN (2003): Fischbestandsuntersuchung Baldeneysee. Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH, Arnsberg
- RUHRFISCHEREIGENOSSENSCHAFT ESSEN (2004): Fischbestandsuntersuchung Kettwiger Stausee. Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH, Arnsberg
- RUHRFISCHEREIGENOSSENSCHAFT ESSEN (2005): Fischbestandsuntersuchung Harkortsee. Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH, Arnsberg
- RUHRFISCHEREIGENOSSENSCHAFT ESSEN (2006): Fischbestandsuntersuchung Hengsteysee. Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH, Arnsberg
- RUHRFISCHEREIGENOSSENSCHAFT ESSEN (2007): Fischbestandsuntersuchung Kemnader Stausee. Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH, Arnsberg
- RUHRVERBAND (2000): Ruhrgütebericht 2000: Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen 91-97 S., Essen
- RUHRVERBAND (2001): Ruhrgütebericht 2001: 191 S., Essen
- RUHRVERBAND (2003): Untersuchungen zur räumlichen Variabilität der Wasserqualität des Kemnader Sees - Ruhrgütebericht 2003: S.79-86., Essen
- RUHRVERBAND (2003): Zeitlich dichte Überwachung der Ruhr - Ruhrgütebericht 2003: S.22-34., Essen
- RUHRVERBAND (2004): Ruhrgütebericht 2003: Plankton- und Makrophytenuntersuchungen in der Ruhr – Makrophyten 42-44 S., Essen
- RUHRVERBAND (2006): Ruhrgütebericht 2005: 147 S. Essen
- RUHRVERBAND (2006): Stauseen, Fischaufstiege und Kraftwerke an der Ruhr
- RUHRVERBAND (2006): Funktionsüberprüfung der Fischaufstiegsanlage am Harkortsee
- RUHRVERBAND (O. J.): Stausee – Kraftwerke – Rückpumpwerke. Bröschüre, Essen
- RUNGE, F. (1979): Die Flora Westfalens, 3., verbesserte Auflage: 589 S., Aschendorff, Münster
- SAND-JENSEN, K. D. JACOBSEN & CM DUARTE (1994): HERBIVORY AN RESULTING PLANT DAMAGE. *OIKOS* 69: 545-549.
- SCHAUMBURG ET AL. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Projekt-Abschlussbericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft
- SCHAUMBURG ET AL. (2006): Ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-WRRL. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
- SCHEFFER, M. (1989): Alternative stable states in eutrophic freshwater systems. A minimal model. *Hydrobiol. Bull.* 23: 73-83.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London
- SCHEFFER, M., S.H. HOSPER, M.-L. MEIJER, B. MOSS, AND E. JEPPESEN (1993): Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *TREE* 8: 275-279.
- SCHEPKER, H. & KOWARIK, I (2002): Bekämpfung von Neophyten in Niedersachsen: Ursachen, Umfang, Erfolg – in Biologische Invasionen – Herausforderungen zum Handeln?: Neobiota: 343-354.

Literaturverzeichnis

- SCHMEDITJE, U. & F. KOHMANN (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) – Informationsbericht des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88: 274 pp. 2. überarbeitete Auflage.
- SCHMETJE, U. & BAUER, A. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. - Informationsbericht des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/98: 501 pp.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie / Süßwasserbiologie, - 4. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 368 pp.
- SEEHAUS, A. (1992): Die Ausbreitung von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in der Leineau südlich Hannover im Zeitraum 1973-1991. Flor. Rundbr. 26: 72-78
- SHELDON, S. P. (1987): The effects of herbivorous snails on submerged macrophyte communities in Minnesota lakes. Ecology 68: 1920-1931
- SIMPSON, D. A. (1990): Displacement of *Elodea canadensis* by *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in the British Isles. Watsonia 18: 173-177
- STEFFENS, W. (1981): Moderne Fischwirtschaft, Grundlagen und Praxis, Neumann-Neudamm Verlag, Melsungen
- TASI (1993): TA Siedlungsabfall: Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14.5.1993
- VISTA (GEOWISSENSCHAFTLICHE FERNERKUNDUNGS GMBH (2004): Makrophytenklassifikation der Ruhrstauseen auf der Grundlage von Satellitendaten. – Gutachtenbericht im Auftrag des Ruhrverbands – unveröffentlicht.
- VÖGE, M. (1995): Langzeitbeobachtungen an *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in norddeutschen Seen. - Floristische Rundbriefe (Flor. Rundbr) 29(2): 189-193
- VOLLENWEIDER, R.A.. (1971): Primary Production in Aquatic Environments. – IBP Handbook No. 12 Blackwell Scientific Publications, Oxford, 213 pp.
- WEYER, K. VAN DE (2003c): Vegetationskundliche Leitbilder und Referenzgewässer für die Ufer- und Auenvegetation des Rheins in Nordrhein-Westfalen. LUA NRW, Merkblätter 40: 75 S.
- WEYER, K. VAN DE (2003b): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 39: 60 S.
- WEYER, K. VAN DE (2004): Vegetationskundliches Monitoring im Kemnader See, Baldeneysee, Harkortsee und Hengsteysee Gutachten Lanaplan, Nettetal
- WEYER, K. VAN DE (2005): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW - www.lua.nrw.de/wasser/oberflaechengewaesser/gewaesserguete/wapublikation.htm
- THIEBAUT, G., T. ROLLAND, F. ROBACH, , M. TREMOIERES & S. MULLER (1997): Quelques consequences de l'introduction de deux especes de macrophytes, *Elodea canadensis* Michaux et *Elodea nuttallii* St. John dans les ecosystemes aquatiques continentaux: exemples de la Plaine d'Alsace et des Voges du Nord (Nord-Est de la France). – Bulletin de la Peche ret de la Pisciculture 344/3445 : 441 – 452.
- THIEBAUT, G. (2005): Does competition for phosphorus supply explain the invasion pattern of *Elodea* species? – Water Reseach 39, 3385-3393.
- TITTIZER, TH. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. – in: GEBHARDT, KINZELBACH & SCHMIDT-FISCHER (Hrsg): Gebietsfremde Fauna – Ecomed Verlagsgesellschaft, 49 – 85.

Literaturverzeichnis

- TREMP, H. (2001): Standortliche Differenzierung der Vorkommen von *Elodea canadensis* MICHX. und *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in Gewässern der badischen Oberrheinaue. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 10: 19-32
- VAN DONK, E. (1998): Switches Between Clear And Turbid Water Staes in a Biomamipulated Lake (1986-1996): The Role of Herbivory on Macrophytes. In: JEPPESEN, E. et al. (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies 131: 290-297, Springer
- VAN DONK, E., DE DECKERE, E., KLEIN BRETELER, J. G. P., MEULEMANS, J. T. (1994): Herbivory by waterfowl and fish on macrophytes in a biomanipulated lake: effects on longterm recovery. Verh. Int. Ver. Limnol. 25: 2139-2143
- VAN DONK, E., GULATI, R. D. (1995): Transition Of A Lake To Turbid State Six Years After Biomanipulation: Mechanisms And Pathways. Wat. Sci. Tech. 32: 197-206
- VÖGE, M. (1994): Tauchbeobachtungen in Siedlungsgewässern von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN. Tuexenia 14: 335-342
- VÖGE, M. (1995a): Langzeitbeobachtungen an *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in norddeutschen Seen. Flor. Rundbr. 29: 189-193
- VÖGE, M. (1995b): Wachstumsexplosion von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN im Kreidesee Hemmoor. Parallelen zu *Elodea canadensis* MICHX. Beitr. zur Naturkunde Niedersachsens 48: 57-65
- WEBER-OLDECOP, D. W. (1977a): Flora und Vegetation des Maschsees in Hannover und ihre Veränderungen im Verlauf eines halben Jahrzehnts (Sommer 1971-Frühjahr 1976). Mittlg. Flor.-Soz. AG N. F: 19/20: 125-128
- WEBER-OLDECOP, D. W. (1977b): *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN (Hydrocharitaceae), eine neue limnische Phaerogame der deutschen Flora. Arch. Hydrobiol. 79: 397-403
- WEYER, K. VAN DE (2001b): Vegetationskundliche Leitbilder und Referenzgewässer für die Ufer- und Auenvegetation der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen. LUA NRW, Merkblätter 32: 80 S.
- WEYER, K. VAN DE (1997): Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Potamogeton polygonifolius* POURR. im Niederrheinischen Tiefland. Dissertationes Botanicae 278: 178 S.
- WEYER, K. VAN DE (2002): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten in Nordrhein-Westfalen: 42 S. & Anhang, Polykopie, Nettetal
- WEYER, K. VAN DE, RAABE, U. (1999): Rote Liste der Armelechteralgen-Gewächse (Charales) in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der LÖBF 17: 295-306.
- WIEGLEB, G.; HERR, W., TODESKINO, D. (1989): Ten years of vegetation dynamics in two rivulets in Lower Saxony (FRG). Vegetatio 82: 163-178
- WOLFF, P. (1980): Die Hydrilleae (Hydrocharitaceae) in Europa. Gött. Flor. Rundbr. 14: 33-56
- WOLFF-STRAUB, R., BÜSCHER, D., DIEKJOBST, H., FASEL, P., FOERSTER, E., GÖTTE, R., JAGEL, A., KAPALN, K., KOSLOWSKI, I., KUTZELNIGG, H., RAABE, U., RUNGE, R., SCHUMACHER, W., VANBERG, C. (1999): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen, 3. Fassung. Schriftenreihe der LÖBF 17: 75-17
- ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER (1999): Angewandte Ökologie der Fließgewässer. Klassifizierung der österreichischen Fluss-Fischfauna

Internetrecherche:

[HTTP://WWW3.LANUV.NRW.DE/STATIC/INFOSYSTEME/RUHR/FISCHE/STECKB/FSB1114.HTM](http://www3.lanuv.nrw.de/static/infosysteme/ruhr/fische/steckb/fsb1114.htm) (Nov. 2007)

Literaturverzeichnis

Bestimmungsliteratur

Ephemeroptera

- BAUERNFEIND, E. & H. HUMPECH (2001): ‚Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta:Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie‘ – Verlag des Naturhistorischen Museums Wien
- HAYBACH, A. (1999): ‚Beitrag zur Larvaltaxonomie der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe in Deutschland‘ – Lauterbornia 37
- MÜLLER-LIEBENAU, I. (1969): ‚Revision der europäischen Arten der Gattung *Baetis* Leach, 1815 (Insecta, Ephemeroptera)‘ – Gewässer und Abwässer 48/49
- TOMKA, I. & P. RASCH (1993): ‚Beitrag zur Kenntnis der europäischen *Rhithrogena*-Arten (Ephemeroptera, Heptageniidae): *R. intermedia* METZLER, TOMKA & ZURWERRA, 1987 eine Art der *alpestris*-Gruppe sowie ergänzende Beschreibungen zu fünf weiteren *Rhithrogena*-Arten‘ – Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 66
- MALZACHER, P. (1984): ‚Die europäischen Arten der Gattung *Caenis* STEPHENS (Insecta, Ephemeroptera) – Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A Nr. 373

Plecoptera

- ZWICK, P. (2004): ‚A key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage‘ – LAWA Bericht O4.02, Anhang IV
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1992): ‚Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen)‘ – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88
- RAUSER, J. (1980): ‚Rád Posvatky - Plecoptera‘, deutsche Übersetzung von K.Zerny Zur Verfügung gestellt durch ARGE Limnologie, Innsbruck
- Rozosny, R., (Hrsg.) Klic vodních hmyzu – Akademie-Verlag, Prag

Trichoptera

- PITSCH, T. (1993b) : ‚Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera)‘ – Technische Universität Berlin, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung S8
- WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete – Facultas Universitätsverlag, Wien

Coleoptera

- KLAUSNITZER, B. (1996): ‚Käfer im und am Wasser Die Neue Brehm-Bücherei‘ – 2. überarb. Aufl., Westarp-Wiss., Magdeburg, Spektrum akad. Verl., Heidelberg
- FREUDE, H., K.W. HARDE & G.A. LOHSE (1971): ‚Die Käfer Mitteleuropas, Band 3‘ – Goecke & Evers, Krefeld
- FREUDE, H., K.W. HARDE & G.A. LOHSE (Hrsg.) (1971): ‚Die Larven der Käfer Mitteleuropas, Band 1 Adepaga‘ – Goecke & Evers, Krefeld
- FRIDAY, L.E. (1988): ‚A key to the adults of British water beetles‘ – Field studies 7

Gastropoda und Bivalvia

- GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (2003): ‚Süßwassermollusken‘ – 13. neubearbeitete Auflage, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN) , Hamburg

Oligochaeta

- BRINKHURST, R.O. (1971): ‚A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta‘ – Second Edition, revised 1971, Freshwater Biological Association, Scientific Publication No.22
- Bestimmungsschlüssel der Arbeitsgruppe Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen

Literaturverzeichnis

Crustacea

EGGERS, T.O. & A. MARTENS (2001): ‚Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands‘ – Lauterbornia 42

Heteroptera

SAVAGE, A.A. (1989) : ‚Adults of the British Aquatic Hemiptera Heteroptera: A Key with ecological notes‘ – Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 50

Odonata

LEHMANN, A. (1998): ‚Libellen‘ – 5. Auflage, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN), Hamburg

BELLMANN, H. (1993): ‚Libellen beobachten, bestimmen‘ – Weltbild Verlag GmbH, Augsburg

Megaloptera, Neuroptera

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1992):
Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) –
Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88

Diptera

NILSSON, A.N. (Hrsg.) (1996): Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook.
Volume 2: Odonata – Diptera – Apollo Books, Stenstrup

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1992):
Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) –
Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88

SUNDERMANN, A. & Lohse, S. (2004): ‚Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland‘ – LAWA Bericht O4.02, Anhang V