

**Institut für Binnenfischerei e.V.
Potsdam-Sacrow**

Im Königswald 2
14469 Potsdam



**Studie über die Möglichkeiten fischereilicher Maßnahmen
zur Unterstützung der Sanierung des Dümmlers**

Auftraggeber: LAVES Niedersachsen, Dezernat Binnenfischerei
Postfach 3949
26029 Oldenburg

Bearbeiter: Bearbeiter:
Dr. U. Brämick
Dr. W.C. Lewin
Dr. habil. D. Barthelmes (Berlin)

September 2012

Inhalt

| | | |
|-----|---|----|
| 1. | Zusammenfassung..... | 3 |
| 2. | Anlass und Aufgabenstellung | 4 |
| 3. | Kurzcharakteristik der trophischen Situation und des Nahrungsnetzes | 4 |
| 3.1 | Nährstoffe..... | 4 |
| 3.2 | Phytoplankton | 5 |
| 3.3 | Makrophyten | 6 |
| 3.4 | Zooplankton..... | 6 |
| 3.5 | Zoobenthos..... | 7 |
| 3.6 | Fazit zur aktuellen trophischen Situation | 8 |
| 4. | Kurze Charakteristik des Fischbestandes | 8 |
| 4.1 | Artendominanzen..... | 8 |
| 4.2 | Erträge und ihre Entwicklung | 8 |
| 4.3 | Bestandsgrößeschätzungen..... | 10 |
| 4.4 | Wachstum der Massenfischarten..... | 10 |
| 4.5 | Biomasseanteil Raubfische sowie deren Artenzusammensetzung | 16 |
| 4.6 | Fischartentnahme durch Kormorane | 16 |
| 4.7 | Fazit zur aktuellen Situation des Fischbestandes | 17 |
| 5. | Möglichkeiten und Grenzen von speziellen Eingriffen in die Fischartengemeinschaft zur Unterstützung von Bemühungen zur Gewässerrestaurierung – allgemeine Betrachtungen | 18 |
| 6. | Möglichkeiten und Bewertung von Erfolgsaussichten fischereilicher Maßnahmen zur Unterstützung der Restaurierung des Dömmers | 20 |
| 6.1 | Fischereiliche Bewirtschaftung und Hege des Fischbestandes | 20 |
| 6.2 | Optionen und Erfolgsaussichten von Eingriffen in die Fischartengemeinschaft zur Unterstützung der Restaurierung des Dömmers | 22 |
| 7. | Anhang..... | 27 |
| 8. | Literatur..... | 28 |

1. Zusammenfassung

Die Fischartengemeinschaft des seit mehreren Jahrzehnten mit hohen Nährstofffrachten belasteten und in jüngerer Zeit durch Massenentwicklungen von Blaualgen gekennzeichneten Dümmer ist durch erhebliche Jahrgangsausfälle bei den Hauptarten und eine gemessen an den Erwartungen sehr geringe Bestandsbiomasse gekennzeichnet. Lediglich Brassen mit Körperlängen >40 cm scheinen einen umfangreicheren Bestand zu bilden. Maßgebliche Ursache dafür ist mit hoher Sicherheit der sehr starke Fischfraß durch Kormorane insbesondere im Spätherbst/Winter, der speziell beim Zander seit längerer Zeit zu einer weitgehenden Auslöschung des jeweiligen Nachwuchsjahrgangs führt. Eine ordnungsgemäße und auf Nachhaltigkeit gerichtete fischereiliche Bewirtschaftung des Gewässers gemäß fischereirechtlicher Regelungen ist unter diesen Bedingungen nicht möglich, weshalb die von den fischereilichen Bewirtschaftern geäußerten Gedanken zur Stabilisierung des Fischbestandes z.B. durch Anlage von geschützten Rückzugsbereichen für Fische unterstützt werden sollten. So lange der Fraßdruck durch Kormorane in der derzeitigen Höhe anhält, sind allerdings die Erfolgsaussichten aller Bemühungen zur Unterstützung der Fischbestände sehr begrenzt.

Vor dem beschriebenen Hintergrund sind derzeit kaum Optionen für fischereiliche Maßnahmen zur Unterstützung der wasserwirtschaftlichen Restaurierungsziele für den Dümmer gegeben. Lediglich die gezielte Entnahme großer und damit für Kormorane und Raubfische nicht zu erbeutenden Brassen wird empfohlen, um die Aufwirbelung des Sediments und damit verbundene Folgen wie Beeinträchtigung des Makrophytenwachstums und Rücklösung von Nährstoffen zu verringern. Der Dümmer hat in den vergangenen Jahren praktisch ungewollt und ungesteuert ein Biomanipulations-Szenario durchlaufen. Der Bestand kleiner zooplanktivorer Cypriniden wurde durch den starken Fischfraß der Kormorane sehr stark und bis unter die in der Literatur genannten Zielwerte für Biomanipulationen hinaus reduziert. Aufgrund der daraus resultierenden starken Reduktion des Fraßdrucks auf das Zooplankton werden inzwischen Kompensationsreaktionen auf Ebene des Zooplanktons durch verstärkte Entwicklung räuberischer Zooplankter wahrscheinlicher.

Als Ursache für die beklagte Massenentwicklung von Blaualgen in der jüngeren Vergangenheit wird ein Zusammenwirken mehrerer Faktoren angenommen, wobei der relativen Stickstoffarmut bei gleichzeitiger Überversorgung mit Phosphor wahrscheinlich entscheidende Bedeutung zukommt. Auch die stärkere Beweidung von Grünalgen durch Daphnien könnte zu einem Konkurrenzvorteil für Blaualgen führen und einen Faktor in diesem Kontext darstellen, dem theoretisch durch gezielte Förderung zooplanktivorer Cypriniden und einer nachfolgenden Umkehr der bei einer Biomanipulation ablaufenden Verschiebungen entlang der Nahrungskette entgegengewirkt werden könnte. In der Literatur konnten keine Beispiele für eine Erprobung dieser Theorie und eine erfolgreiche „Gegenmanipulation“ zur Reduktion von Blaualgenmassenentwicklungen gefunden werden. Aufgrund der langen Wirkungskette einer solchen top-down Steuerung über mehrere trophische Ebenen im Kontrast zur direkten Beeinflussung von Phytoplanktongesellschaften durch Nährstoffmengen und -relationen wird die Erfolgsaussicht für eine gerichtete, vorhersagbare und steuerbare Verringerung von Blaualgenblüten auf diesem Weg als gering und eher von theoretischer Natur angesehen. Stattdessen wird empfohlen, alle Optionen für fischereiliche Maßnahmen zur Unterstützung der Restaurierung des Dümmer an den wasserwirtschaftlichen Zielstellungen der

Reduktion der Nährstofffrachten und –verfügbarkeit sowie der Förderung flächendeckender Makrophytenbestände auszurichten.

2. Anlass und Aufgabenstellung

Seit etwa 30 Jahren bewirken die Folgen der Nährstoffübersättigung des mit einer Wasserfläche von 1.240 ha bei nur maximal 1,4 m Tiefe zu den großen Flachseen des norddeutschen Tieflandes zählenden Dümmer intensive Diskussionen zu Möglichkeiten der Restaurierung des Gewässers und Sanierung seines Einzugsgebietes. Aktuell wird in diesem Zusammenhang ein sog. „16-Punkte-Plan“ verfolgt, in dem in Punkt 13 "Maßnahmen im Bereich der Fischerei in Abstimmung mit der Fischereiverwaltung" genannt werden. Vor diesem Hintergrund wurde das IfB vom LAVES Niedersachsen, Dezernat Binnenfischerei, mit der Erstellung einer Kurzstudie zu möglichen fischereilichen Maßnahmen im Zusammenhang mit der Sanierung des Dümmer beauftragt. Angesichts der Vielzahl bereits vorliegender Dokumentationen und Darstellungen zu den Verhältnissen am Dümmer sollte dabei der Schwerpunkt auf prinzipielle Betrachtungen vornehmlich im Zusammenhang mit dem Themenkreis „Biomanipulation“ und die in jüngerer Vergangenheit beobachteten Massenentwicklungen von Blaualgen gelegt werden.

Als Basis zur Erarbeitung der vorliegenden Kurzstudie wurden vom Dez. Binnenfischerei des LAVES verschiedene Daten, Dokumente und Veröffentlichungen zur Entwicklung der Situation am Dümmer zur Verfügung gestellt. Daneben fand am 30.08.2012 eine Konsultation mit Herrn Kämmereit statt. Zur Bearbeitung der Thematik wurde Literatur aus den Beständen der Autoren verwendet, ergänzt um Recherchen in den Datenbanken ASFA, Current content und Google scholar am 17.08.2012 mit folgenden Schlüsselwörtern: biomanipulation + blue-green algae (Cyanophyceae), clearwater + fishery, blue-green algae (Cyanophyceae) + fish stock.

3. Kurzcharakteristik der trophischen Situation und des Nahrungsnetzes

3.1 Nährstoffe

Messungen und Untersuchungen zu Nährstofffrachten, ihren Quellen und ihrer Dynamik im Dümmer sind seit den umfangreichen Arbeiten von RIPL 1983 in größerer Anzahl durchgeführt worden. Eine detaillierte Sichtung der großen Anzahl an Messwerten erfolgte im Rahmen dieser Studie nicht. Aus zusammenfassenden Darstellungen in NLWKN; KÄMMEREIT et al. (2005) und POLTZ (2011) wird deutlich, dass die mittlere TP-Konzentration während der Vegetationsperiode in den Jahren 1983 – 2007 und wahrscheinlich fortgesetzt bis heute ganz überwiegend im Bereich zwischen 100-300 µg/l liegt. Damit ist der See bis heute als mit dem wichtigsten Pflanzennährstoff ganzjährig überversorgt zu bezeichnen (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1998).

Die mittlere Konzentration an Gesamtstickstoff wird für die Jahre 2003 und 2007 mit 4,7 bzw. 1,8 mg/l angegeben (NLWKN). Das mittlere Masseverhältnis TN:TP liegt also offenbar bei 10 – 25:1 und damit innerhalb des Übergangsbereichs der Wachstumsbegrenzung der Primärproduzenten durch Stickstoff bzw. Phosphor (FORSBERG & RYDING 1980; UHLMANN 1988; ORIHEL et al. 2012). Auf dieser Basis ist es sehr wahrscheinlich, dass zumindest periodisch die Biomassebildung durch ein im Verhältnis zum verfügbaren Phosphor limitiertes Stickstoffangebot „gesteuert“ wird, was den zur Bindung von molekularem Stickstoff aus der Luft befähigten Blaualgenarten (z.B. *Aphanizomenon flos-aquae* oder *Anabena flos-aqua*) Konkurrenzvorteile verschafft. Allerdings wird der

Zusammenhang zwischen dem N:P Verhältnis und der Entwicklung von Cyanobakterien kontrovers diskutiert und es gibt auch Auffassungen, nach denen eher die TN und TP Konzentrationen als deren Verhältnis die Dominanz von Cyanobakterien beeinflussen (DOWNING et al., 2001). Daneben wird aus vielen Studien ersichtlich, dass eine Dominanz von Cyanobakterien über Diatomeen das Resultat komplexer und zusammenwirkender Umweltfaktoren ist (HYENSTRAND et al. 1998; DOKULIL and TEUBNER 2000), zu denen u.a. Kohlenstoffverfügbarkeit, Konzentration von Silizium oder Mikronährstoffen, Morphometrie, klimatische Bedingungen, Wassertiefe etc. gehören (PAERL et al., 2001; XIE et al., 2003; SCHINDLER, 2006; AMANO et al., 2008; PHILLIPS et al., 2008; VAN DONK et al., 2008; PAERL & PAUL 2012,). Sicher scheint, dass die Dominanzverhältnisse in der Phytoplanktongesellschaft nicht einfaktoriell und speziell nicht vordergründig durch den Fraßdruck des Zooplanktons bestimmt werden.

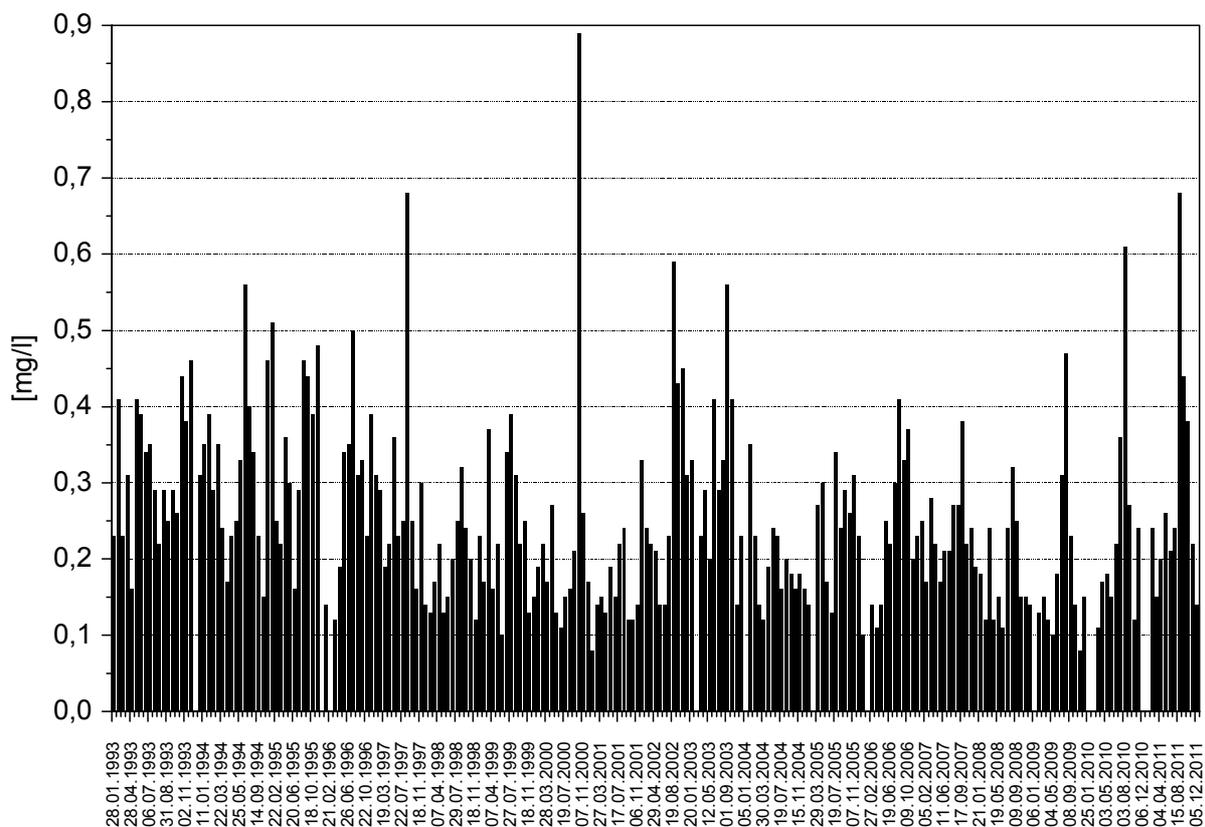


Abb. 3.1.1: Gesamt-Phosphorkonzentrationen an der Messstelle Olgahafen im Zeitraum 1993 bis 2011 (n. Daten des NLWKN)

3.2 Phytoplankton

Im Leitfaden des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz für Maßnahmenplanungen am Dümmer (NLWKN) wird ausgeführt, dass die saisonale Abfolge der Phytoplanktongesellschaft im Dümmer in den 1980er Jahren (und anhaltend bis etwa zum Jahr 2000) durch Maxima von Grünalgen im Sommer gekennzeichnet war, wobei im Spätsommer auch Blaualgen an Bedeutung gewannen. *Aphanizomenon flos-aquae* und *Micocystis aeruginosa* wurden damals mit bis zu 1.200 Kolonien/ml nachgewiesen. Im Gegensatz dazu wurde der Sommeraspekt in

den Jahren 2006/7 von *Aphanizomenon flos-aquae* mit über 17.400 Fäden/ml sowie im September von *Anabena flos-aquae* mit über 6.000 Fäden/ml dominiert.

3.3 Makrophyten

ANONYM 1952 beschreibt flächendeckende „Unterwasserwiesen“ hauptsächlich aus Laichkräutern und Armelechergewächsen, die allerdings in manchen Jahren starke Lücken zeigten und so auf schon damals zumindest temporär auftretende Beeinträchtigungen des Makrophytenwachstums hinweisen. Gleichzeitig vermutet der Autor, dass die ausgedehnten Bestände submerser Makrophyten eine hauptsächliche Ursache für die weitgehende Festlegung, Verdichtung und vergleichsweise gute Besiedlungsfähigkeit der Sedimente für Makrozoobenthos (insbesondere Mollusken) darstellen und sich daraus die stärkere Bodentierbesiedlung im Vergleich zum makrophytenarmen Steinhuder Meer erklärt. Diese Vermutung kann aus heutiger Sicht als erwiesen gelten, wobei die massive Vergrößerung der Besiedlungsfläche und des Nahrungsangebots für Makroinvertebraten durch Makrophyten als weiterer Effekt hinzukommt.

Nach LUDWIG (1990) nahm die Zahl der im Wasser frei stehenden Binsenhorste zwischen den 1960er Jahren und 1990 von ca. 220 auf knapp 40 ab. Bereits Mitte der 1960er Jahre verschwanden im Gefolge der rasanten Eutrophierung die vormals ausgedehnten Felder submerser Flora aus Armelecheralgen und Laichkräutern (LUDWIG 1990), nach Informationen von Remmers (zitiert in (BLÜML et al. 2008) war die submerse Vegetation um 1980 gänzlich verschwunden. Seit 1999 wird eine langsame, aber kontinuierliche Zunahme der Vorkommen und auch der Artenzahl von submersen Makrophyten beschrieben (BLÜML et al. 2008), was von den Autoren auf die phasenweise erhöhte Sichttiefe zurückgeführt wird. Ursachen für Letztere liegen nach ihrer Meinung in Regulationsmechanismen in der Nahrungskette durch den geringen Fischbestand, verstärkt durch positive Bestandsentwicklungen bei der Benthosfauna einschließlich der Großmuschelbestände.

Als Gründe für die bisher nicht großflächig erfolgte Rekolonisierung des Gewässerbodens durch submerse Makrophyten vermuten BLÜML et al. (2008) die bisher zu kurzen und unregelmäßigen Klarwasserphasen, künstlich hoch gehaltene Sommerwasserstände, die zumindest bis zur Umleitung des Bornbachs nach wie vor hohe Nährstoffzufuhr durch die Hunte (diese hat sich aber nach Umleitung des Bornbachs ab 2010 nach Angaben von Poltz (POLTZ 2011) drastisch verringert) und starke Sedimentbewegungen insbesondere bei Stürmen. Aktuell gibt es allerdings erste Anzeichen für eine beginnende größerflächige Etablierung von submersen Makrophyten (siehe Kartierung aus dem Jahr 2012 im Anhang).

3.4 Zooplankton

Nach (NLWKN) wird das Zooplankton im Dümmer von Rotatorien dominiert, während Diptomiden nur in sehr geringer Menge vorkommen. Daphnien waren in den 1980er Jahren demnach selten, seit etwa dem Jahr 2000 treten vermehrt - und zeitweise mit 100 – 1.000 Ind./l als häufig klassifiziert - größere Arten wie *Daphnia galeata* und *D. magna* auf (Tabelle 1 im Anhang). Insbesondere im Jahr 2010 wurden von Mai bis August hohe Biomassen großer Daphnia – Arten unter Einschluss von *D. magna* registriert (DENEKE 2012). Im September erfolgte ein Zusammenbruch der Daphnienpopulationen bei abnehmender Verjüngung (geringe Anzahlen an Subitaneiern), zunehmender Gelegeverpilzung und Dauereibildung. Im Oktober war das Reproduktionstief aber

bereits überwunden, die Daphnia-Biomasse lag wieder so hoch wie im Juli und die Gelegröße übertraf sogar die Sommerwerte.

3.5 Zoobenthos

ANONYM (1952) berichtet ohne nähere quantitative Angaben von einer „mäßigen“ Besiedlung des Gewässerbodens mit Fischnährtieren, erwähnt aber gleichzeitig die vorteilhafte Wirkung der flächendeckenden Präsenz von submersen Makrophyten für die Entwicklung von potenziellen Fischnährtieren am Gewässerboden und die vergleichsweise besseren Bedingungen und Nährtiermengen als im morphologisch ähnlichen Steinhuder Meer. RIPL (1983) schätzt gut 20 Jahre später und damit nach Rückgang der submersen Makrophyten auf Basis umfangreicher Beprobungen die Besiedlungsdichte von Benthosorganismen für den Dümmer als vergleichsweise mäßig bis gering ein. Dennoch wurden an einigen Stationen auch höhere Abundanzen (z.B. 850 Chironomidae bzw. 2200 Oligochaeta/m²) gefunden.

BÄTJE & CORING (2004) quantifizierten die mittlere Besiedlungsdichte im Herbstaspekt des Jahres 2004 mit 15.100 Ind./m², was deutlich über den Werten der Jahre 2003 (2.624 Ind./ m²) und 2001 (8.900 Ind./ m²) lag. Für das Jahr 2004 entspricht das einer Trocken-Biomasse der dominierenden Gruppen Oligochaeta und Chironomidae von 9,7 g/m² bzw. 1,1 g/ m², in den beiden vorherigen Untersuchungsjahren waren es 1,0 g/m² bzw. 2,9 g/m² (Oligochata 2003 bzw. 2001) und bei den Chironomidae 0,7 g/m² bzw. 2,0 g/m².

Von BÄTJE & CORING (2004) angegebene Werte von Benthos-Trockenbiomassen liegen zumindest für das Jahr 2004 in Höhe von Werten aus einem polytrophen Flachsee in Brandenburg (Rangsdorfer See) nach einer sehr starken Reduzierung der Fischfauna durch winterliche Ausstickung. Nach einem rasanten Anstieg der Fischbiomasse in den folgenden 2 Sommern reduzierten sich im Rangsdorfer See die Benthostrockenbiomassen (ohne Mollusken) auf <1g/m² (Tab 3.5.1) und sanken damit wieder auf das Niveau ab, was unmittelbar nach der Ausstickung und damit als Resultat der Fraßwirkung der früher sehr hohen Fischbiomasse von >1t/ha registriert worden war. Auch in anderen Brandenburger Flachseen mit typischen Fischartengemeinschaften und -biomassen wurden in Untersuchungen des IfB stets Benthostrockenbiomassen <2 g/m² ermittelt (unveröfftl. Daten IfB). Insofern deuten die hohen Werte im Dümmer (BÄTJE & CORING 2004) auf einen sehr geringen Fraßdruck durch invertivore Fischarten und im Rückschluss auf eine vergleichsweise sehr geringe Fischbestandsbiomasse hin und unterstützen damit die Aussagen von KÄMMEREIT et al. (2005) und LUDWIG (1990).

Tab. 3.5.1: Entwicklung von Zoobenthos-Trockenbiomassen (ohne Mollusken) im Rangsdorfer See unmittelbar nach winterlicher Ausstickung des Fischbestandes (April 2010) sowie in den Folgemonaten

| Datum | Anzahl Probestellen | Mittelwert Trockenmasse (g/m ²) |
|------------|---------------------|---|
| 21.04.2010 | 27 | 0,31 |
| 08.11.2010 | 27 | 11,02 |
| 11.04.2011 | 9 | 10,28 |
| 13.09.2011 | 9 | 0,88 |

Die Benthosgesellschaft im Dümmer wurde im Zeitraum 2001-2004 nach Angaben von BÄTJE & CORING (2004) bei mittleren Gesamtbesiedlungsdichten von 2.000 - >18.000 Individuen/m² von Oligochaeta dominiert, die 60-80% der Individuen stellten. Gefolgt wurden sie von Chironomiden mit 10-30%. Innerhalb dieser Großgruppen stellten *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Limnodrilus* spp. *Potamothrix hammoniensis* und *Chironomus plumosus* spp. die höchsten Anteile.

3.6 Fazit zur aktuellen trophischen Situation

In Zusammenfassung der in vorangegangenen Kapiteln dargestellten Punkte lässt sich die aktuelle Situation wie folgt charakterisieren:

- Anhaltende, ganzjährige Nährstoffübersättigung
- Seit 1999 unregelmäßig auftretende Klarwasserstadien, Sichttiefe im Mittel höher als in den vorangegangenen Jahrzehnten
- Massenentwicklungen von Blaualgen im Sommeraspekt (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabena flos-aquae*) im Gegensatz zu vorangegangenen Perioden mit Grünalgendominanz, wiederholte sommerliche Fischsterben
- Bisher verzögerte, aber aktuell offenbar beginnende flächenhafte Rekolonisation des Sediments mit ehemals flächendeckender submerser Vegetation trotz verbesserter Durchlichtung des Wasserkörpers
- Weitgehendes Verschwinden der ehemals auf der freien Fläche zahlreichen Binsenhorste, schwankende Gelegeentwicklung
- Seit ca. 10 Jahren häufigeres Auftreten großwüchsiger Daphnia-Arten in der Vegetationsperiode
- Sedimentbesiedlung mit Trocken-Biomassen der dominierenden Gruppen Oligochaeta und Chironomidae

4. Kurze Charakteristik des Fischbestandes

4.1 Artendominanzen

LUDWIG (1990) berichtet von etwa 20 Fischarten, die Ende der 1980er Jahre den Dümmer besiedelten. In Schleppnetzfangen waren Plötze, Güster und Blei mit 45,9%, 31,4% sowie 14,6% Biomasseanteil die dominanten Arten. Nach KÄMMEREIT et al. (2005) hat sich die Dominanz dieser drei Arten bis 2004 fortgesetzt, was sich auch bei Stellnetzbefischungen in nachfolgenden Jahren bestätigte. In Schleppnetzfangen des Jahres 2012 allerdings dominierten großwüchsige Brassen den Fang sehr stark und stellten etwa 85% der Biomasse, während Plötze und Güster nur in sehr viel geringeren Anteilen registriert wurden.

4.2 Erträge und ihre Entwicklung

Der Fischereiertrag der Erwerbsfischerei ist nach Angaben von LUDWIG (1990) von mehr als 40 kg/ha im Zeitraum zwischen 1940-1950 bis in die 1980er Jahre stetig rückläufig gewesen und erreichte dann nur wenige kg/ha. Nach KÄMMEREIT et al. (2005) war danach ein weiterer Rückgang zu beobachten (Abb. 4.2.1), obwohl der Fangaufwand vom Fischer als konstant angegeben wird. Aktuell

erreichen die Erträge der Hauptwirtschaftsarten nur noch weniger als 10% der im Mittel des Zeitraums 1988-1990 verzeichneten Werte. Zander und Barsch werfen keinerlei Erträge mehr ab.

Angaben zu den Erträgen der Freizeitfischerei standen nicht zur Verfügung, allerdings wird von Vertretern der Verbände der derzeit sehr geringe Fangerfolg beklagt. Insgesamt muss davon ausgegangen werden, dass die Fischerei heute nur wenige kg/ha an Fischentnahme realisiert.

Zu den möglichen Ursachen der Ertragsrückgänge wird auf die Ausführungen von KÄMMEREIT et al. (2005) verwiesen. Eine vertiefende Diskussion dazu wird im Rahmen dieser Kurzstudie gemäß Aufgabenstellung nicht geführt. Die Darstellung soll stattdessen als Ausgangspunkt für die Diskussion von Möglichkeiten und Erfolgsaussichten fischereilicher Maßnahmen zur Unterstützung der Restaurierung des Dümmlers im Abschnitt 6 dienen.

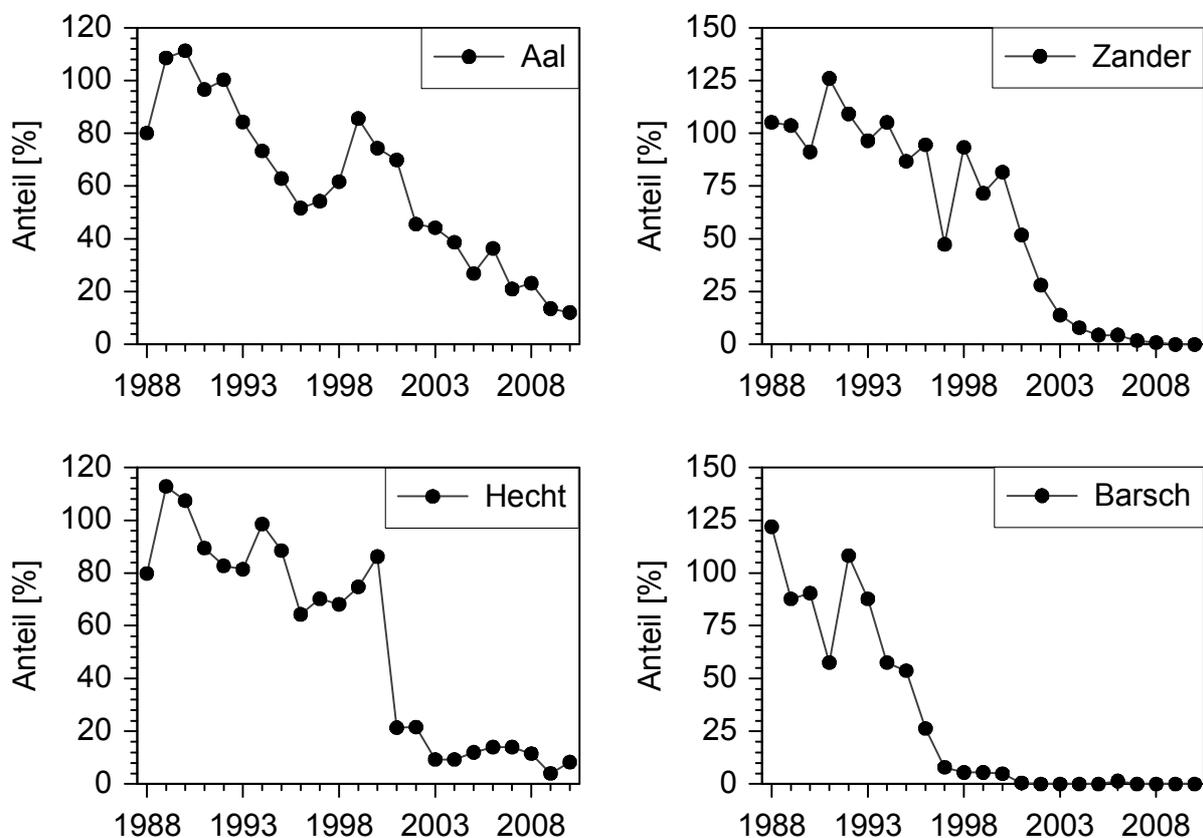


Abb. 4.2.1: Ertragsentwicklung der Hauptwirtschaftsfischarten zwischen 1988 und 2010, dargestellt als %-Anteil des arithmetischen Mittelwertes der Jahre 1988 bis 1990 (Datenzusammenstellung durch KÄMMEREIT, M.)

4.3 Bestandsgrößeschätzungen

Schätzwerte aus Schleppnetzfangen von LUDWIG (1990) lagen bei 75-123 kg/ha Bestandsbiomasse für die 3 dominanten Arten Rotaugen, Brasseln und Güster. Basierend darauf bezifferte der Autor die Biomasseschätzung für die gesamte Fischartengemeinschaft mit etwa 200 kg/ha (Fisch > 6cm TL).

KÄMMEREIT et al. (2005) gehen auf Basis von Zugnetzfangen davon aus, dass sich die Bestandsbiomasse im Jahr 2002 auf nur noch 20% im Vergleich zum Jahr 1988 verringert hatte und bei 2-64 kg/ha (im Mittel etwa 20 kg/ha) lag. Stellnetzfangen erlauben zwar keine Schätzung der flächenbezogenen Bestandsbiomasse, zeigten aber bei drei Wiederholungen im Zeitraum 2007-2009 eine abnehmende Tendenz. Hochrechnungen aus Schleppnetzfangen der Jahre 2009 und 2012 führten dagegen zu sehr viel höheren Schätzungen der Fischbestandsbiomasse und keine Tendenz zur Abnahme (Tab. 4.3.1). Zu berücksichtigen ist dabei, dass beispielsweise bei der Schleppnetzbefischung im Jahr 2012 allein 344 kg/ha Biomasse auf Brasseln > 40cm Körperlänge und damit eine Fischart/-größe entfallen, die in Zugnetzfangen kaum und in Stellnetzfangen nur in Einzelexemplaren auftrat. Offensichtlich kam es durch die Arten- und Größenselektivität insbesondere der Stellnetzfischerei in Bezug auf die Biomasse großer Brasseln nicht zu repräsentativen Ergebnissen für diesen speziellen Teil der Artengemeinschaft. Berücksichtigt man diese Besonderheit, verbleibt nach Abzug der genannten Fraktion großer Brasseln für alle anderen Arten und Größengruppen auch auf Basis von Schleppnetzfangen nur eine Biomasse in Höhe von 60 kg/ha (Jahr 2012).

Tab.: 4.3.1: Schätzwerte von Biomassen des Fischgesamtbestandes in verschiedenen Jahren und unter Verwendung verschiedener Fanggeräte (Datenzusammenstellung durch KÄMMEREIT, M.)

| Jahr | Schleppnetzfangen [kg/ha] | Zugnetz [kg/ha] | CEN-Netze [kg]* |
|------|------------------------------|--------------------|--------------------|
| 1988 | 99** | | |
| 2002 | | 20** | |
| 2007 | | | 305,9 |
| 2009 | 249*** | | 239,3 |
| 2012 | 404**** | | 133,3 |

* Gesamtfang in 24 Stellnetz Nächten, kein Flächenbezug möglich!

** korrigiert auf Gesamtartengemeinschaft

*** um Fangeffektivität korrigierte Fänge

**** davon 344 kg/ha Brasseln >40cm LT

4.4 Wachstum der Massenfischarten

ANONYM (1952) berichtet, dass die Brasseln des Sees in der Vergangenheit Individualmassen von bis zu 2,5 kg erreichten. Zu Beginn der 1950er Jahre wurden nur noch Maximalgrößen von bis zu 1 kg beobachtet, woraus der Autor auf eine Verschlechterung des Nahrungsangebots am Gewässerboden schloss.

Nach LUDWIG (1990) fielen juvenile Rotaugen und Brassens gemessen an Werten anderer norddeutscher Seen gemäß BAUCH (1963) mit überdurchschnittlichem Wachstum auf, in späteren Lebensjahren blieben sie aber hinter den Durchschnittswerten zurück. Die theoretisch mögliche Maximalgröße von Rotaugen gibt der Autor mit 13 cm LT, für Brassens mit 54 cm an (nach BERTALANFY-Wachstumskalkulation). Insgesamt scheint zur damaligen Zeit trotz der vergleichsweise geringen Fischbestandsbiomasse bei den drei Hauptarten das Wachstum im Adultstadium durch Mangelerkrankung (fehlende große Nahrungsbrocken sowohl im Zooplankton als auch –benthos, ohnehin sehr schwache Benthosbesiedlung durch fehlende submerse Makrophyten und Treibmudde) gering zu sein und dem Zustand einer Verbüttung zu entsprechen.

Untersuchungen von KÄMMEREIT et al. (2005) kommen zum Ergebnis, dass sich das Wachstum deutlich verbessert hat. In der jüngeren Vergangenheit treten Brassens mit Maximalgrößen > 60 cm und Rotaugen mit Längen > 35 cm bei fischereilichen Beprobungen auf. Die 1990 beschriebene Wachstumsverlangsamung älterer Jahrgänge im Dümmer im Vergleich zu anderen Populationen scheint nicht mehr vorzuliegen. Offenbar steht dem sehr geringen Fischbestand heute eine ausreichende Nahrungsbasis in Bezug auf Qualität und Quantität zur Ausschöpfung des artspezifischen Wachstumspotenzials zur Verfügung.

Tab. 4.4.1: Entwicklung der Maximallängen [cm] von Brassens (oben) und Rotaugen (unten) bei Fängen mit verschiedenen Fanggeräten (Datenzusammenstellung durch KÄMMEREIT, M.)

| Jahr | Netzkette | CEN-Netz | Zugnetz | Schleppnetz |
|------|-----------|----------|---------|-------------|
| 1988 | 25 | - | - | - |
| 2000 | 55 | - | - | - |
| 2002 | 57 | - | 58 | - |
| 2007 | 64 | 61 | - | - |
| 2009 | - | 65 | - | 66 |
| 2012 | - | 59 | - | ? |

| Jahr | Netzkette | CEN-Netz | Zugnetz | Schleppnetz |
|------|-----------|----------|---------|-------------|
| 1988 | 20 | - | - | - |
| 2000 | 31 | - | - | - |
| 2002 | 30 | - | 28 | - |
| 2007 | 37 | 34 | - | - |
| 2009 | - | 36 | - | 31 |
| 2012 | - | 38 | - | ? |

Die vorliegenden guten Wachstums- und Ernährungsbedingungen des Fischbestandes sollten sich in Bezug auf die Größen- und Altersstruktur in einem entsprechenden Anteil größerer und älterer Individuen widerspiegeln. Das ist beim Dümmer jedoch nicht eindeutig nachweisbar. Nach Zusammenstellungen von Längenhäufigkeitsverteilungen aus KÄMMEREIT et al. (2005) waren zu Beginn der 2000er Jahre im Vergleich zu 1988 die Anteile größerer Fische bei Brassens und Rotaugen zunächst in Übereinstimmung mit der Erwartung erhöht (Abb. 4.4.1). In den dann folgenden Jahren jedoch kam es schrittweise zu einem immer ausgeprägteren Ausfall einzelner Jahrgänge, der später in einer sehr starken Verringerung des Anteils mittlerer und älterer Größengruppen mündete. Beim

Brassen werden bei Stellnetzbefischungen nach CEN-Standard aktuell neben wenigen großen Tieren nur noch Sömmerlinge im Fang registriert. Allerdings besitzen diese Netze gegenüber großen Brassen eine reduzierte Fängigkeit und Schleppnetzbefischungen in der jüngeren Vergangenheit deuten auf eine sogar sehr hohe Biomasse an großen Brassen hin (Tab. 4.3.1). Allerdings fällt auch hier eine weitgehende Abwesenheit mittlerer Größengruppen auf. Insgesamt scheint es offenbar beim Brassen zumindest zu einem nahezu totalen Ausfall mittlerer Größen- und Altersklassen und einer Verschiebung zur Dominanz junger Fische gekommen zu sein. Die Entwicklung beim Rotaugen schien diesem Beispiel zu ähneln, jedoch wurden bei der jüngsten Beprobung im Jahr 2012 auch mittlere und größere Individuen in höheren Anteilen nachgewiesen (Abb. 4.4.1). In Bezug auf den Zander schließlich deuten die Ergebnisse der Beprobungen auf eine nahezu komplette Abwesenheit mittlerer und größerer Längsklassen hin. Damit haben sich bei dieser Art offenbar die bereits zu Beginn der 2000er Jahre beobachteten Entwicklungen manifestiert (Abb. 4.4.1). Auch wenn methodische Effekte durch Veränderungen von Maschenweiten in Netzen (alte Netzketten bis 2004, später MM-Netze nach CEN) einen Einfluss haben, so liefern die standardisierten Befischungen doch einen Anhaltspunkt für erhebliche Veränderungen in der Populationsstruktur der drei hier betrachteten Arten.

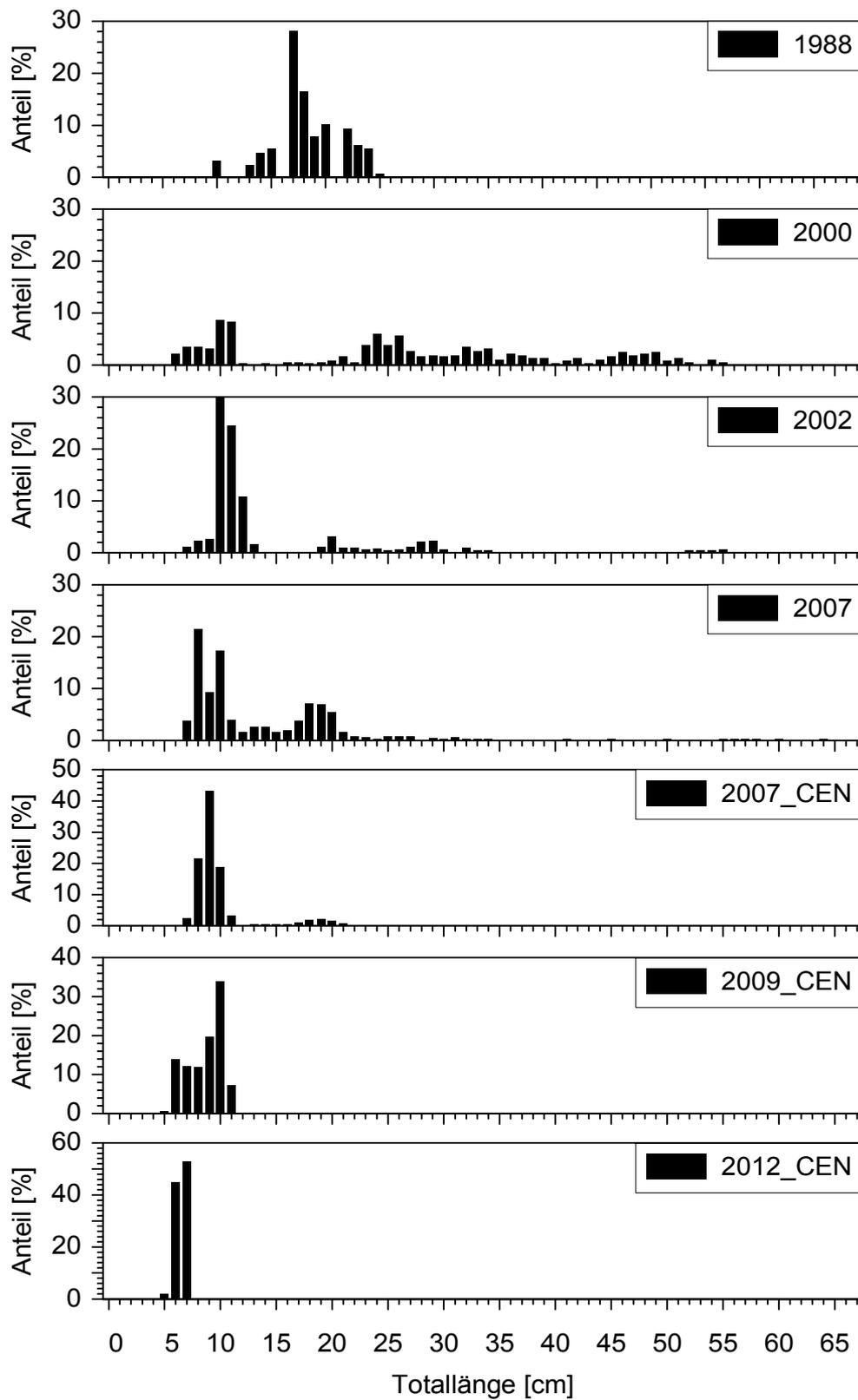
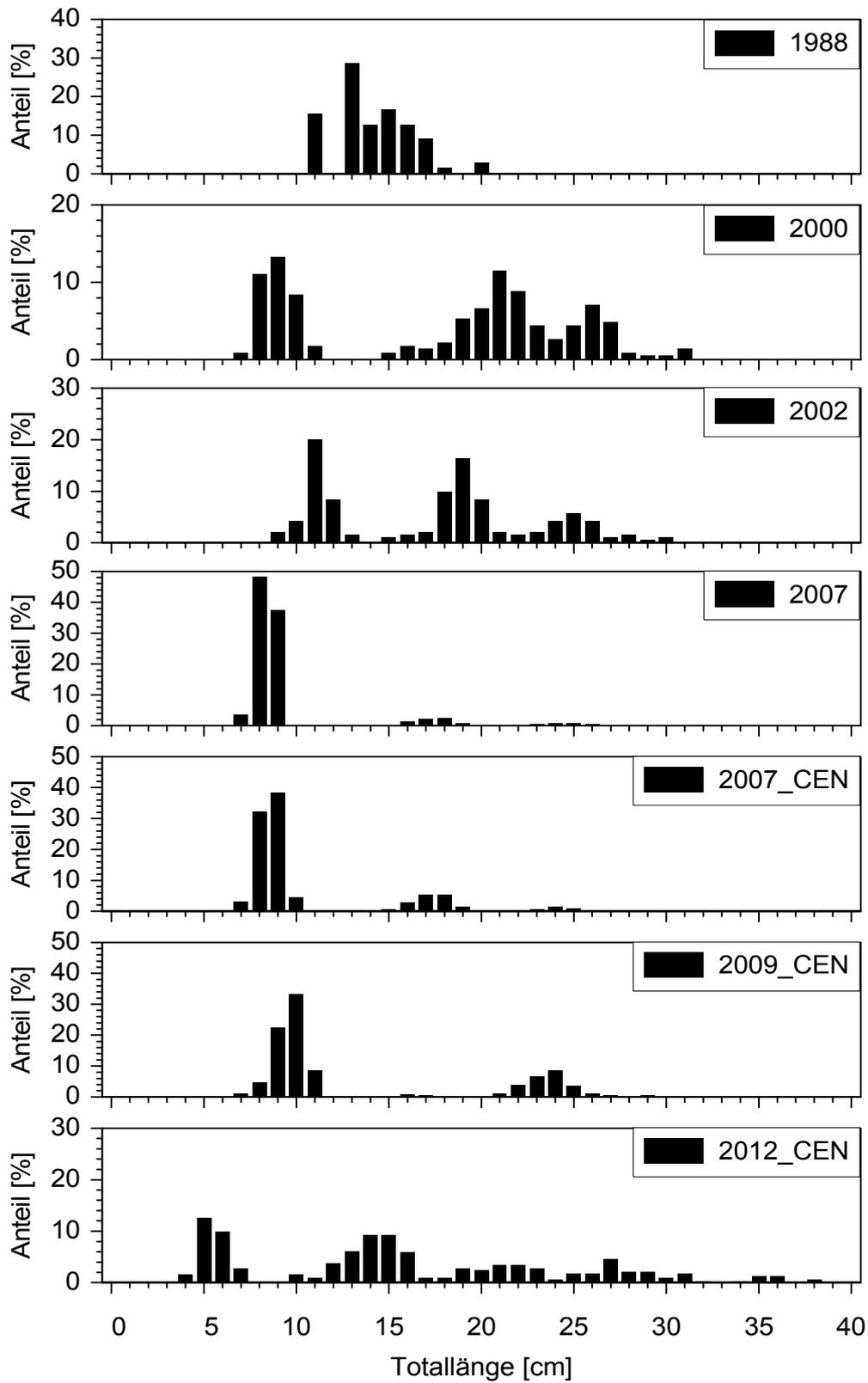
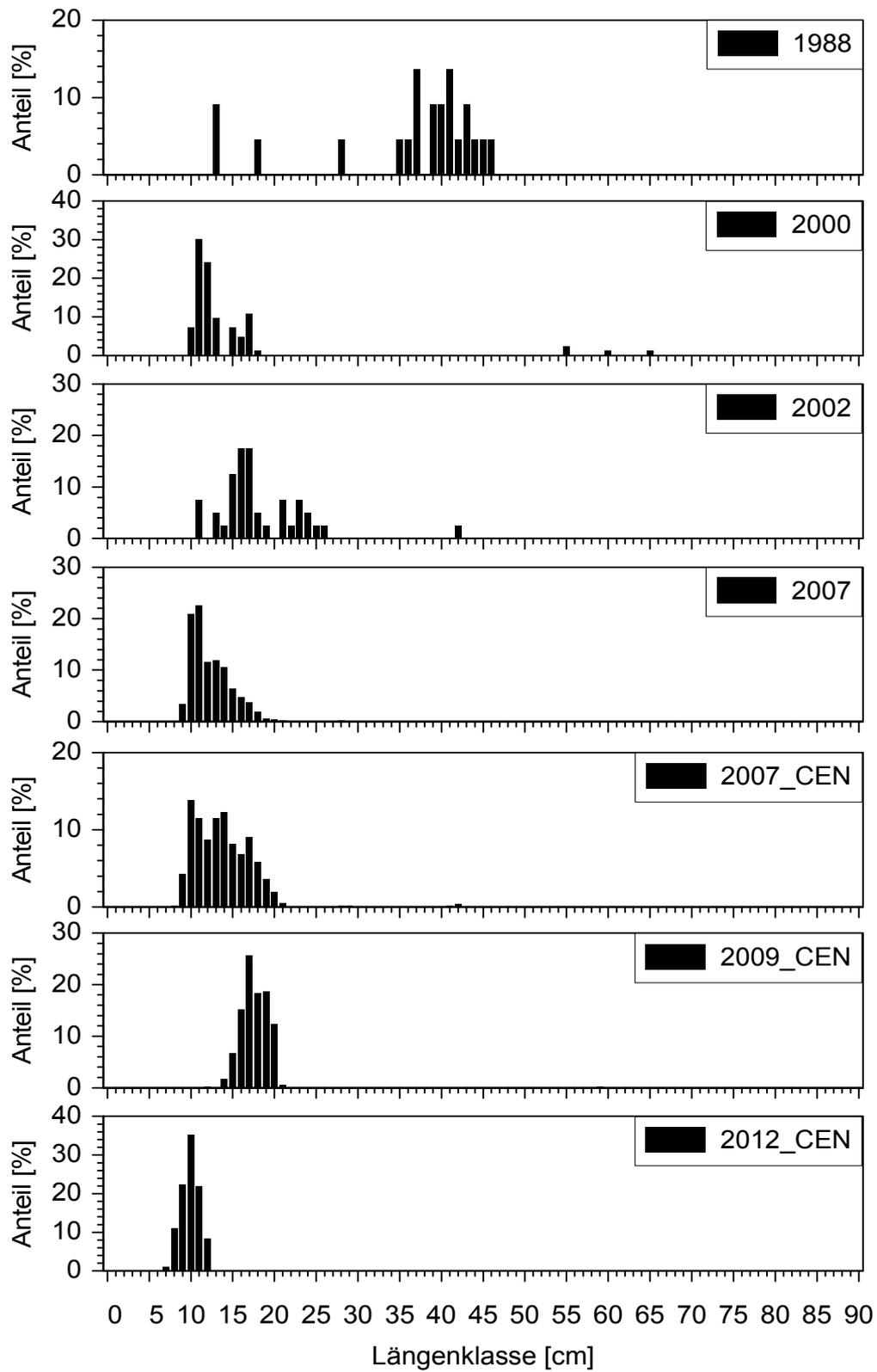


Abb. 4.4.1: Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Brassen aus Kiemennetzfängen (ab 2007: CEN-Netze; zuvor alte Kiemennetzketten und 2007 zum Vergleich; Datenzusammenstellung durch KÄMMEREIT, M.)



Fortsetzung Abb. 4.4.1: Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Rotaugen aus Kiemennetzfängen



Fortsetzung Abb. 4.4.1: Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Zander aus Kiemennetzfängen

4.5 Biomasseanteil Raubfische sowie deren Artenzusammensetzung

ANONYM (1952) weist darauf hin, dass bis zu Beginn der 1950er Jahre alle Bemühungen zur Ansiedlung und Stützung des Zanders erfolglos blieben und der Raubfischbestand nur von Hecht, Barsch und Aal gestellt wurde. Offenbar gelang Mitte der 1960er Jahre jedoch die Etablierung einer eigenreproduktiven Zanderpopulation, was nicht zuletzt in der enormen Eutrophierung des Dümmlers begründet gewesen sein dürfte. Die hier nachfolgend dargestellten Raubfischanteile beziehen sich auf Hecht, Zander sowie Barsch > 15cm Körperlänge. Mit Ausnahme der Schleppnetzfangen des Jahres 2009 lag der Raubfischanteil überwiegend im Bereich zwischen 10 - 20%.

Tab. 4.5.1: Prozentualer Anteil der Raubfischbiomasse (Hecht, Zander und Barsch >15cm) an der Gesamtbio­masse im Fang bei Nutzung unterschiedlicher Fanggeräte in verschiedenen Jahren (Datenzusammenstellung durch Kämmereit, M.)

| Jahr | Netzkette | CEN-Netze | Zugnetz | Schleppnetz |
|------|-----------|-----------|---------|-------------|
| 1988 | 20* | - | - | 14,3 |
| 2002 | 11,7 | - | 10,0 | - |
| 2007 | - | 12,0 | - | - |
| 2009 | - | 9,2 | - | 1,4 |
| 2012 | - | 21,6 | - | - |

* nach (LUDWIG 1990), kleinste Maschenweite 15 mm

4.6 Fischartnahme durch Kormorane

KÄMMEREIT et al. (2005) beziffert auf Basis von Angaben der staatl. Vogelschutzbehörde die Anzahl von Kormorantagen je Jahr im Zeitraum 1994-2009 mit 35.000 - > 120.000 (Abb. 4.6.1), woraus die Autoren rechnerisch eine mittlere Fischartnahme je Jahr von durchschnittlich 24 t bzw. 20 kg/ha ableiten. EMMRICH & DÜTTMANN (2011) ermittelten auf Basis von Speiballenuntersuchungen im Jahr 2008 eine Fischartnahme durch Kormorane in Höhe von etwa 26 kg/ha. Lässt man die aus Schleppnetzfangen zu vermutende umfangreichere Bestandsbiomasse größerer und damit „kormoranfester“ Brassen außer Betracht, werden durch die Kormorane derzeit etwa 30% der Fischbestandsbiomasse entnommen.

Primär betroffene Art ist der Zander, von dem knapp 9 kg/ha besonders im Herbst in Form von Jungfischen des Jahrgangs entnommen wurden (EMMRICH & DÜTTMANN 2011). In Reihenfolge absteigender Entnahmemengen folgen Kaulbarsch, Barsch und Rotaugen. Der Anteil von Brassen ist dagegen mit weniger als 3% in der Kormorannahrung (Biomasseanteile, entsprechend etwa 0,8 kg/ha) vergleichsweise gering. Mit hoher Wahrscheinlichkeit liegt die Ursache dafür in dem Umstand, dass die beim Brassen starke Fraktion von Fischen >40cm Körperlänge nicht von Kormoranen erbeutet werden kann. Wo die sowohl in den Fischbestandsaufnahmen als auch in der Nahrung des

Kormorans kaum bzw. nur sehr schwach vertretenen Nachwuchsjahrgänge des Brassens verbleiben, ist klärungsbedürftig.

Bezüglich der saisonalen Verteilung stellen EMMRICH & DÜTTMANN (2011) fest, dass etwa 80% der Kormorantage auf den Zeitraum September – Dezember entfallen.

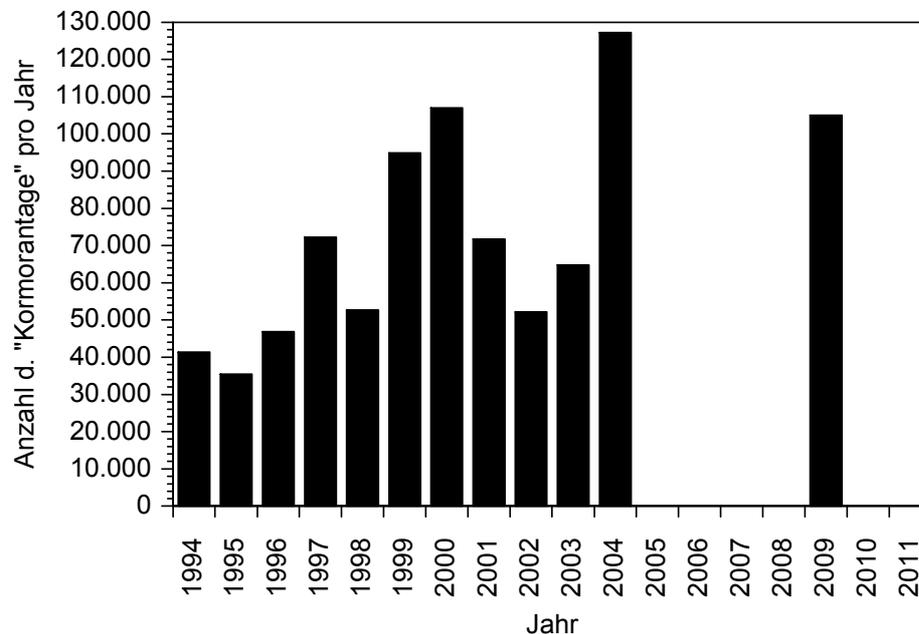


Abb. 4.6.1: Anzahl der Kormorantage je Jahr am Dümmer, für die Jahre 2005-2008 und 2010-2011 liegen keine Angaben vor (Daten der Staatlichen Vogelschutzwarte)

4.7 Fazit zur aktuellen Situation des Fischbestandes

In Zusammenfassung der in vorangegangenen Kapiteln dargestellten Punkte lässt sich die aktuelle Situation wie folgt charakterisieren:

- Sehr geringe Fischbestandsbiomasse (wahrscheinlich mit Ausnahme eines größeren Bestandes an Brassens mit Körperlängen >40 cm) mit unregelmäßiger Altersstruktur, sehr geringe fischereiliche Erträge
- Wachstum der Massenfischarten vor 60 Jahren hoch (Brassens), zwischen 1960 und 2000 unterdurchschnittlich speziell in älteren Jahrgängen und mit Anzeichen von Verbüttung, aktuell wieder ansteigend
- Anteil von Raubfischen am Gesamtbestand bei 10-20%, bei Berücksichtigung der bei Schleppnetzbefischungen geschätzten Biomasse großer Brassens jedoch < 2%
- Rechnerisch hohe jährliche Fischentnahme in Größenordnung von 30% der geschätzten Fischbestandsbiomasse durch Kormorane, aufgrund ihrer Bevorzugung von Freiwasserbereichen insbesondere Zander betroffen

5. Möglichkeiten und Grenzen von speziellen Eingriffen in die Fischartengemeinschaft zur Unterstützung von Bemühungen zur Gewässerrestaurierung – allgemeine Betrachtungen

Bereits RIPL (1983) hatte in seinem Gutachten eine „Steuerung der Stoffwechselprozesse im See durch aktive Fischbewirtschaftung“ als zusätzliche Maßnahme vorgeschlagen. Er meinte dabei das zunächst von SHAPIRO et al. (1975) und danach einer Vielzahl weiterer Autoren beschriebene und damals relativ neue Konzept der Biomanipulation, bei dem von außen provozierte ökosysteminterne biologische Regulationsmechanismen im Nahrungsnetz zur Gewässerrestaurierung genutzt werden sollen. Das grundlegende Ziel besteht dabei in einer Verringerung des Phytoplanktons, was in der Folge zu höheren Sichttiefen, einem vorteilhafteren Lichtklima am Gewässerboden und geringerer Belastung der Sedimentoberfläche mit organischer Substanz führen soll. Prinzipielle Ansätze zur Biomanipulation liegen u.a. in der von RIPL (1983) ins Auge gefassten gezielten Verringerung des Fischfraßdrucks auf das Zooplankton, sowie auf der Beeinflussung der Nährstoffflüsse im Gewässer durch die Fischfauna. SHAPIRO et al. (1982) umreißen mögliche Ansätze wie folgt:

- a) Direkte Veränderung der Algenpopulation zur Veränderung der Artenzusammensetzung (Blaualgenbekämpfung) und zur Verringerung der Algendichte durch pH-Wert-Senkung, künstliche Umwälzung von Seen und Stimulierung von Virusinfektionen der Blaualgen
- b) Direkte Manipulation der Zooplanktonpopulationen zur Steigerung der Bestände filtrierender Zooplankter und damit zur Erhöhung der Algenfresserdichte
- c) Indirekte Manipulation filtrierender Zooplankter (besonders der Gattung Daphnia) durch Reduktion zooplanktonfressender Fischbestände, vor allem mit Hilfe verstärkter Raubfischförderung
- d) Elimination bodentierfressender Fischarten, die durch ihre Fraß- und Verdauungstätigkeit die Nährstoffkonzentration im Wasser und damit die Algendichte erhöhen

Die Punkte a) und b) gehören nicht zu den fischereilichen Maßnahmen und sollen daher im Rahmen dieser Kurzstudie – ebenso wie andere potenzielle wasserwirtschaftliche Ansätze zur Restaurierung des Dümmers – nicht näher betrachtet werden. Bezüglich der o.g. Punkte c) und d) begannen Grundlagenuntersuchungen schon vor der Schaffung des Begriffs Biomanipulation (z.B. BARTHELMES 1978). Dabei erwiesen sich sehr bald die Rückwirkungen von Fischbeständen auf Gewässerökosysteme als sehr weitreichend und es lag für die Fischereiwirtschaft nahe, ihre Steuerung mit Hilfe fischereiwirtschaftlicher Methoden zu versuchen. Diese Versuche führten zu einer großen Anzahl von sehr unterschiedlichen Ergebnissen und Erfahrungen bei Seen verschiedensten Typus` und trophischen Zustands (Übersichten z.B. in BARTHELMES 1987; MEHNER et al. 2004). Heute ist klar, dass die Erfolgchancen von Veränderungen in der Nahrungskette mit fischereiwirtschaftlichen Methoden im Sinne der o.g. Punkte c) und d) entscheidend von der individuellen Gewässersituation abhängen (Aufarbeitung in (MEHNER et al. 2004) und schwer vorhersagbar sind, zumal die Fischfauna das Phytoplankton nicht nur über die Verringerung des Fraßdrucks der Daphnien, sondern v.a. auch über Veränderungen der Nährstoffkreisläufe und der Nährstoffverhältnisse (v.a. N und P) beeinflusst und die relative Bedeutung dieser interagierenden Faktoren kaum bekannt ist (HORPPILA et al., 1998; ATTAYDE & HANSSON, 2001).

In der Konsequenz haben diese Ansätze zumindest im Hinblick auf mittel- und langfristige Effekte bis heute ihren hypothetischen Charakter auf weiten Strecken behalten. Dennoch ist unstrittig, dass gezielte Eingriffe in die Fischartengemeinschaften von Seen zu Veränderungen in darunter liegenden trophischen Ebenen führen und bei geeigneten Rahmenbedingungen einen Beitrag zur Unterstützung von See-Restaurierungen bei bzw. nach Nährstoffübersättigungen leisten können (siehe z.B. DWA REGELWERK 2005).

Neben qualitativen Betrachtungen sind bei fischereilichen Maßnahmen im o.g. Sinne einer Biomanipulation aber vor allem quantitative Aspekte von Bedeutung. Das betrifft zum einen die externe und interne Nährstofffracht, vor allem Phosphor. Oberhalb 2 g TP/m²*a bzw. 50-100 µg TP/l (Flachseen) sind die Erfolgsaussichten sehr gering (JEPPESEN et al., 2000; (MEHNER et al. 2004) zumal wenn auch die Stickstoffkonzentrationen hoch sind. Die Stickstoffkonzentrationen sind neben dem Phosphor von erheblicher Bedeutung, da es Hinweise darauf gibt, dass die Kontrolle der Stickstoffeinträge neben der Reduzierung benthivorer Fische für die Entwicklung der Makrophyten von hoher Bedeutung ist (GONZALES SAGRARIO et al., 2005, JAMES et al., 2005; BAKKER et al., 2012, MOSS et al., 2012).

Zum anderen ist der Mengenaspekt auch in Bezug auf die Fischartengemeinschaft von ausschlaggebender Bedeutung. Dabei stellt sich meistens die Frage, bis zu welchen Mengen die Biomassen planktivorer und benthivorer Fische reduziert bzw. der Anteil von Raubfischen in der Fischartengemeinschaft erhöht werden muss, um die gewünschten Effekte auf das Phytoplankton zu erzielen. Nach (BARTHELMES 1988) verschwinden große Daphnia-Arten in Cyprinidenseen oberhalb einer metabolischen Fischbiomasse von ca. 200 kg/ha. Nach MEHNER et al. (2004) stellen 50-100 kg/ha (planktivore Fische) bzw. 25 kg/ha (benthivore) sowie ein Raubfischanteil von 25% obere bzw. untere (Raubfischanteil) Grenzwerte dar. In den meisten Fällen „normaler“ fischereilicher Bewirtschaftungsoptionen liegt das Problem darin, gerade in nährstoffübersättigten, strukturarmen, sommerwarmen und für die Vermehrung von zu Massenentwicklungen neigenden Cypriniden gut geeigneten Flachseen die Fischbiomassen auf das Niveau der genannten Grenzwerte zu reduzieren bzw. den Raubfischanteil entsprechend zu erreichen. Aus dieser Situation und kurzfristigen Beobachtungen von Klarwasserstadien in nährstoffreichen Seen nach winterlichen Fischsterben wird meist die Ansicht abgeleitet, dass die Erfolgsaussichten für die gewünschten Effekte einer Biomanipulation mit abnehmender Fischbiomasse auch unterhalb der o.g. Grenzwerte weiter zunehmen. Aber dies ist nicht zwangsläufig der Fall, wie Untersuchungen von (BENNDORF et al. 2000) – wenn auch aus einem kleineren, geschichteten und damit anderen Wechselwirkungen der trophischen Ebenen unterliegenden aufgelassenen Steinbruch - belegen. Nach einer durch extrem starken Besatz mit Raubfischen auf nahezu Null abgesunkenen Biomasse planktivorer Fische (zzgl. < 20 kg/ha benthivore Fische) kam es zu einem raschen Anstieg räuberischer Invertebraten (hauptsächlich *Chaoborus flavicans*), die ihrerseits Daphnien dezimierten. Im Resultat stieg die Phytoplankton-Biomasse, nicht fressbare Arten (hauptsächlich Blaualgen) gelangten zur Dominanz und die zwischenzeitlich bei geringerem Raubfischbesatz erzielten Entwicklungen im Sinne einer Biomanipulation verblassten in Richtung des nicht manipulierten Ausgangszustandes. Einen vergleichbaren Fall beschreiben BARTHELMES & KLEIBS (1978) aus Untersuchungen in Karpfenteichen: In einem schwach mit Fischen besetzten Versuchsteich entwickelte sich ein Daphna-Klarwasserstadium, während der unbesetzte Kontrollteich eine intensive Vegetationsfärbung durch

Massenentwicklung von Nano-Phytoplankton zeigte, weil ein räuberischer Ruderfußkrebs dominant wurde und alle filtrierenden Zooplankter einschließlich der Cladoceren extrem reduzierte.

Mit hoher Wahrscheinlichkeit gibt es also ein von den individuellen Bedingungen und Zuständen eines Sees in seiner Lage und Breite abhängiges Fenster für quantitative Aspekte in der Fischartengemeinschaft im Sinne erwünschter Effekte von Biomanipulationsmaßnahmen. Darüber hinausgehende Reduzierungen der Fischartengemeinschaft bergen das Risiko einer „Übermanipulation“, die gegenläufige Entwicklungen bewirken kann.

Quantitative Aspekte sind aber nicht nur mit Blick auf Grenzbiomassen der Fische von Interesse. GLIWICZ (1990) geht in Auswertung zahlreicher Biomanipulationsversuche davon aus, dass die Fähigkeit der Kontrolle von Blaualgenentwicklungen durch Daphnien insbesondere in nährstoffreichen Flachseen entscheidend von quantitativen Relationen und zeitlichen Aspekten in den Populationsentwicklungen von Daphnien und Blaualgen abhängt. Wenn die Blaualgenbiomasse einen bestimmten Grenzwert überschritten hat, unterdrückt sie den Populationszuwachs bei den Daphnien und entkoppelt weitgehend die Räuber-Beute-Relation auf dieser Ebene. Die Lage des Grenzwertes hängt von der Größe, Morphologie und Physiologie der Blaualgenfäden einerseits und der Körpergröße der Daphnien andererseits ab. Der Autor schlussfolgert, dass besonders in nährstoffreichen Flachseen die Aussichten auf eine erfolgreiche Biomanipulation sehr ungewiss sind und dass Biomanipulation nur dann wirksam werden kann, wenn sich große Daphnien früh im Jahr und wenig beeinträchtigt von planktivoren Fischen entwickeln können und es gelingt, die Daphnienzahlen über den Sommer aufrecht zu erhalten (GLIWICZ 1990).

6. Möglichkeiten und Bewertung von Erfolgsaussichten fischereilicher Maßnahmen zur Unterstützung der Restaurierung des Dümmers

6.1 Fischereiliche Bewirtschaftung und Hege des Fischbestandes

Manipulationen des Fischbestandes zur Unterstützung von Restaurierungszielen sind nicht originär verpflichtender Bestandteil einer nachhaltigen fischereilichen Gewässerbewirtschaftung im Rahmen des Fischereirechts. Dieses berechtigt gemäß Länderfischereigesetze und deren Durchführungsbestimmungen zum Fang von Fischen in Verknüpfung mit der Verpflichtung zur Hege des Bestandes. Ziel der fischereilichen Bewirtschaftung ist eine Nutzung der natürlichen Produktivität der Bestände bei gleichzeitiger Verpflichtung zum Erhalt einer naturnahen, d.h. gewässertypischen Fischartengemeinschaft. Gezielte Eingriffe in das Nahrungsnetz z.B. im Rahmen einer Biomanipulation (siehe Abschnitt 5) kommen einer temporären Abkehr von diesem Gebot gleich, sind sie doch auf die zumindest zeitweise Schaffung unnatürlicher bzw. untypischer quantitativer Verhältnisse zwischen planktivoren und piscivoren Fischarten gerichtet. Diese gezielte Störung der Fischartengemeinschaft dient jedoch der Unterstützung trophischer und limnologischer Veränderungen im aquatischen System zur Rückführung in einen naturnahen Gleichgewichtszustand und kann nach Erreichen dieses Ziels in der Regel wieder eingestellt werden.

Die derzeitige Fischartengemeinschaft des Dümmers ist von der generellen Vorgabe einer den aktuellen Gewässerbedingungen aber auch des Zielzustandes nach Restaurierung entsprechenden

Ausprägung weit entfernt. Sie ist bei den Hauptarten trotz sehr guter Ernährungsgrundlage und sehr schnellem Individualwachstum gekennzeichnet durch eine geringe Bestandsbiomasse, unnatürliche Längenklassenverteilungen bei einigen Arten wie dem Zander mit weitgehendem Fehlen mittlerer und großer Größengruppen und einem (möglicherweise recht umfangreichen) Restbestand größerer und damit kormoranfester Brassens. Hauptsächliche Ursache dafür ist die starke Belastung der Fischartengemeinschaft durch unregulierten und nicht steuerbaren Fischfraß durch Kormorane. Eine ordnungsgemäße Bewirtschaftung und Hege des Fischbestandes kann durch die Fischereirechtsinhaber unter diesen Bedingungen nicht ermöglicht werden. Im derzeitigen Zustand des Gewässers ist das Fischereicht damit weitgehend entwertet, eine ordnungsgemäße Bewirtschaftung nach den Grundsätzen der Nachhaltigkeit ist nicht realisierbar. Da der Fischbestand derzeit durch den Fraß der Kormorane überprägt wird, sind fischereiliche Maßnahmen weder im Rahmen einer nachhaltigen Bestandsbewirtschaftung noch zu einer Steuerung der Fischartengemeinschaft z.B. im Sinne der Restaurierung des Dümmers gezielt und mit guter Erfolgsaussicht durchführbar. Wie sich der Fischbestand im Dümmer entwickelt, entscheidet sich derzeit nahezu allein über den Fraßdruck der Kormorane. Selbst Änderungen der trophisch-limnologischen Verhältnisse z.B. durch Verringerung der Nährstoffbelastung würden daran kaum etwas ändern können, da ihre Wirkung bottom up auf den Fischbestand über mehrere trophische Ebenen und Komponenten im Nahrungsnetz an Intensität verliert, während die direkte top down Kontrolle des Fischbestandes durch Kormorane ohne Wirkungsverluste verläuft.

Die aktuell gewässeruntypische Ausprägung des Fischbestandes hat aber nicht nur negative Auswirkungen auf direkte fischereiliche Bewirtschaftungs- und Steuerungsmöglichkeiten, sie kann auch zu einer Destabilisierung der Beziehungen zwischen den Ebenen der trophischen Pyramide führen. Das wäre mit unklaren Konsequenzen für die Ausprägung von Wechselwirkungen und ggf. Kompensationsreaktionen verbunden. Wie in Abschnitt 5 beschrieben, können „Übermanipulationen“ des Fischbestandes entgegengesetzt der eigentlichen Ziele von Biomanipulationsmaßnahmen wirken. Die Fischbiomassen sind derzeit im Verhältnis zum Potenzial des Dümmers (wahrscheinlich mit Ausnahme großwüchsiger, benthivorer Brassens) als sehr gering zu bezeichnen und öffnen damit Raum für die bei BENNDORF et al. (2000) beschriebenen unerwünschten und wiederum nicht steuerbaren Kompensationen auf Ebene der Zooplankter. Eine möglicherweise verstärkte Entwicklung räuberischer Zooplankter wäre nicht über eine Kontrolle bzw. Steuerung des sich derzeit in einem desolaten Zustand befindlichen Fischbestandes kontrollierbar und könnte u.U. ähnliche Wirkungen entfalten, wie ein starker Bestand zooplanktivorer Fische. Ein weiterer Unsicherheitsfaktor erwächst aus der extremen Fraßwirkung des Kormoranbestandes auf die Population des Zanders. Derzeit scheinen noch genügend Laichfische vorhanden zu sein, um jährlich ein hohes Aufkommen an Jungzandern zu ermöglichen. Im Ergebnis der durchgeführten Nahrungsanalysen an Speiballen von Kormoranen sowie der Befischungsergebnisse ist jedoch ersichtlich, dass die nachwachsenden Jahrgänge im Spätherbst (nahezu) komplett ausgelöscht werden. Sollte diese Situation länger andauern, wäre mit der Alterung und dem nachfolgenden natürlichen Verlust des derzeitigen Laichfischbestandes auch eine enorme Reduktion in der Vermehrung der derzeit noch wichtigsten Raubfischart und damit des Hauptregulativs auf Ebene des Fischbestandes verbunden.

Natürlich kann ein gerade in Flachseen mit hoher Trophie wie dem Dümmer oft anzutreffender biomassereicher und von kleinwüchsigen zooplanktivoren Cypriniden dominierter Fischbestand zum temporären Hemmnis bei Bemühungen zur Restaurierung von Gewässern werden und soll hier nicht als Zielzustand oder zumindest bessere Alternative angeführt werden. Der derzeitige Zustand ist jedoch im Sinne der oben angeführten Aspekte des Fischereirechts und seiner Nutzung nicht akzeptabel, lässt kaum Optionen für gezielte Steuerungen zu und birgt Risiken von unerwünschten Kompensationsreaktionen auf anderen trophischen Ebenen. Es wird daher empfohlen, konkrete Maßnahmen zur Unterstützung der Entwicklung und Stabilisierung eines hinsichtlich Arten- und Größenspektrums strukturierten und gewässertypischen Fischbestandes zu ergreifen, z.B. in Form der Schaffung von kormoransicheren Refugien in Häfen zur Zeit des intensivsten Kormoraneinfalls im Spätherbst/Winter, wie sie auch vom Landessportfischerverband Niedersachsen angedacht sind (KLEFOTH, mündl. Mitteilung). Allerdings liegen auch Erfahrungen vor, dass der Fraßdruck von Kormoranen auf Fischbestände allein durch die Schaffung lokaler Strukturelemente bzw. Rückzugsräume nicht signifikant reduziert werden kann (BECKER 2007). Für einen See von der Morphologie und Nährstoffsituation des Dümmer wären Gesamtfischbiomassen von mindestens 100 kg/ha als unterer Grenzwert zu erwarten, ohne dass negative Auswirkungen im Sinne der Sanierungsziele zu befürchten wären (siehe auch obige Argumentation zum Fraßdruck von Fischbeständen auf das Zooplankton und hierzu bei BARTHELMES (1988) sowie MEHNER et al. (2004) genannte Grenzbiomassen). Die Größe des Bestandes zooplanktivorer Fischarten wäre durch regelmäßiges Monitoring zu dokumentieren, um einem Abgleiten in Richtung hoher Bestandsbiomassen mit gezielten und im Gegensatz zum Kormoran steuerbaren fischereilichen Methoden rechtzeitig entgegen wirken zu können.

Die hier empfohlene Entwicklung eines strukturierten und stabilen Fischbestandes im Dümmer steht nicht im Widerspruch zu der im nachfolgenden Abschnitt angeregten Entnahme großer Brassen. Wie bereits mehrfach ausgeführt, handelt es sich bei dieser Fraktion des Bestandes um eine Folge eines aus den Fugen geratenen Nahrungsnetzes, die entsprechend korrigiert werden sollte. Ebenso wenig steht sie der in Abschnitt 6.2 dargestellten Argumentation entgegen, dass ein stärkerer Bestand zooplanktivorer Fische wahrscheinlich kaum zur Reduzierung von Blaualgen-Massenentwicklungen führen dürfte. Ziel der Empfehlung ist ganz primär die Schaffung eines strukturierten und stabilisierenden Fischbestandes gemäß der Vorgaben und Pflichten bei der Nutzung des Fischereirechts einschließlich der damit verbundenen Nutzungsoptionen.

6.2 Optionen und Erfolgsaussichten von Eingriffen in die Fischartengemeinschaft zur Unterstützung der Restaurierung des Dümmer

Eine Betrachtung verschiedener Parameter in der Fischartengemeinschaft bei gleichzeitiger Berücksichtigung von Entwicklungen anderer trophischer Ebenen legt den Schluss nahe, dass der Dümmer in der jüngeren Vergangenheit eine (wenn auch unbeabsichtigte und nicht zu dem gewünschten Ergebnis führende) Biomanipulation gemäß Punkt c) der in Abschnitt 5 genannten Ansätze durchlaufen hat. Ein entscheidender Auslöser lag dabei nicht in einer Erhöhung des Raubfischbestandes, sondern offenbar in der starken Zunahme des Fischfraßes durch Kormorane. Der rasante Anstieg der Populationsgröße in den 1990er-Jahren und die Verlängerung der

Aufenthaltsdauer über die Sommermonate führte rechnerisch zu zusätzlichen Entnahmen von 10-36 kg/ha*a (KÄMMEREIT et al. 2005) vornehmlich kleinerer und damit zooplanktivorer Fische durch die Vögel. Flache und nährstoffreiche Seen besitzen zwar allgemein eine hohe Tragfähigkeit an Fischbiomasse, die sich in solchen Gewässern im „Normalzustand“ bei 200 – 500 kg/ha bewegt. Gemäß der Grundsätze der fischereilichen Ertragsbildung könnten aus solchen Gewässern jährlich 60 bis mehr als 100 kg/ha an Fischbiomasse entnommen werden, ohne die Kompensationsfähigkeit und Produktivität des Bestandes zu überfordern. Beim Dümmer beschränkt sich die fischereiliche Entnahme nach den zur Verfügung stehenden Angaben auf nur wenige kg/ha, so dass selbst in Kombination mit den geschätzten Fischentnahmemengen durch Kormorane die o.g. Werte wahrscheinlich nicht erreicht wurden. Dennoch ist weitgehend unzweifelhaft, dass es gemäß der Darstellungen in Abschnitt 4.3 zu deutlichen Veränderungen in der Fischartengemeinschaft im Einklang mit Ansatz c) kam: Die Gesamtfischbiomasse (abzüglich großer, „kormoransicherer“ Brassen) sank von 200 kg/ha (um 1990) auf ca. 20 - 60 kg/ha, Wachstum und Längenhäufigkeit der Massenfischarten wie auch der Anteil der Raubfischbiomasse an der Gesamtfischbiomasse zeigen keine Anzeichen von für Gewässer wie den Dümmer typischen und in der Vergangenheit belegten Erscheinungen von Verbüttung. Durch die damit verbundene Verringerung des Fraßdrucks der Fische nahm folgerichtig das Auftreten großer Daphnia-Arten im Zooplankton ebenso zu, wie die Besiedlung des Benthos mit Tubificiden und Chironomiden. Offenbar hat die nun seit nahezu 20 Jahren wirkende starke Entnahme von Fischbiomasse durch Kormorane eine andere Auswirkung auf die Fischartengesellschaft als der Fischfang im Rahmen einer auf Nachhaltigkeit ausgerichteten fischereilichen Gewässerbewirtschaftung. Bei Letzterer sorgen Schon- und Schutzbestimmungen im Zusammenhang mit Vermarktungsmöglichkeiten (Erwerbsfischerei) bzw. Fangpräferenzen (Freizeitfischerei) dafür, dass Fische erst nach Erreichen der Geschlechtsreife entnommen werden. Das bewirkt zum einen, dass die Laicherbestandsbiomasse und damit die Menge des jährlichen Nachwuchses trotz fischereilicher Entnahmen hoch bleiben. Zum anderen führt auf diesem Wege das hohe Wachstumspotenzial der (geschonten) Jungfische zu einer hohen Biomasse des jeweiligen Jahrgangs nach Erreichen der Entnahmegröße und damit zu einem vergleichsweise hohen Dauerertrag. Die Fischentnahme durch Kormorane im Dümmer betrifft dagegen ganz überwiegend Jungfische im ersten Sommer (EMMRICH & DÜTTMANN 2010, 2011). Die Biomasse des betroffenen Jahrgangs ist zu diesem Zeitpunkt durch die geringe Individualgröße noch sehr niedrig, so dass die von den Autoren auf Basis von Speiballenanalysen geschätzten Entnahmemengen offenbar bereits über den Grenzwert für eine nachhaltige Biomasseneubildung hinausgehen. Das steht auch nicht im Widerspruch zu dem hohen Potential der Fischfauna zur rasanten Biomasseneubildung nach Fischverlusten z.B. in Folge winterlicher Bestandsausstückerungen (z.B. BARTHELMES 1979). Diese treten im Gegensatz zur 20 jährigen ununterbrochenen Wirkung von Kormoranen am Dümmer sonst in der Regel nur in längeren zeitlichen Abständen auf und ermöglichen dadurch hohe Raten der Biomasse-Neubildung durch Vermehrung, Wachstum und zumindest in den ersten Jahren mangelndem Fraßdruck durch Raubfische.

Bezüglich der eigentlichen Zielsetzung einer Biomanipulation – Erzielung anhaltender Daphnia-Klarwasserstadien und spätere Stabilisierung durch verstärktes Makrophytenaufkommen – führten die Entwicklungen am Dümmer offensichtlich in eine Sackgasse. Zwar sorgten größere Zooplankton-Arten für eine Erhöhung der mittleren Sichttiefe, gleichzeitig kam es jedoch zu sommerlichen

Massenentwicklungen von Blaualgen. Solche Reaktionen sind in Karpfenteichen bei mäßigem Besatz mit größeren Karpfen verbreitet und schon sehr lange bekannt (z.B. WUNDER et al 1935, WEIMANN 1938, ZIEGELMEIER 1940, BARTHELMES 1962/63). Ein ursächlicher Zusammenhang von Blaualgen-Massenentwicklungen mit exzessiver Filterleistung großer Daphnia-Arten wurde nach der Beobachtung daphniabedingter Klarwasserstadien aus Abwasserteichen und dem experimentellen Nachweis der Übernutzung aller freißbaren Phytoplankter erkannt (UHLMANN 1958, 1971). Wichtig war auch die Beobachtung der Umkehrung des übrig bleibenden Phytoplankton-Größenspektrums bei Übernutzung des groben Phytoplanktons mit Hilfe hoher Silberkarpfenbesatzdichten als Pendant (z.B. BARTHELMES & KLEIBS 1978). Das durch kompensatorische Massenentwicklung der Blaualgengattung Aphanizomenon „verkappte“ Daphnia-Klarwasserstadium stellt einen bekannten Instabilitätsfaktor der Biomanipulation dar (BARTHELMES 1981, 1987), der vielfach auch für Seen im Resultat durchgeführter Biomanipulationen und Nährstoffreduktionen beobachtet und beschrieben wurde (z.B. KRIENITZ et al. 1996, GLIWICZ 1990, CRONBERG et al. 1999). Unterstützend für den Sackgasseneffekt ist wahrscheinlich die nach wie vor vorhandene Übersättigung mit Phosphor im Dümmer. MEHNER et al. (2004) leiten aus einer Sichtung von Fallstudien zu Erfolgen und Misserfolgen von Biomanipulationsmaßnahmen ab, dass Veränderungen in der Fischartengemeinschaft durch gezielte Entnahme von zooplanktivoren Arten und gleichzeitiger Erhöhung des Raubfischanteils nur dann Aussicht auf Erfolg haben, wenn die mittlere TP-Konzentration in Flachseen < 100 µg/l beträgt. Der Dümmer weist derzeit TP-Konzentrationen von 100 – 300 µg/l auf und liegt damit oberhalb dieses Bereiches. In solchen Fällen kommt es, wie in Abschnitt 5 beschrieben, trotz eines geringen Fraßdrucks zooplanktivorer Fische speziell in Flachseen zu starker Ausbreitung von Blaualgen und einer Hemmung der Entwicklung großer Daphnia-Arten (GLIWICZ 1990). Zusätzlich dürfte der im Dümmer zumindest phasenweise auftretende relative Stickstoffmangel (nähere Beschreibung im Abschnitt 3.1) den Blaualgen einen Vorteil verschaffen und ihre Entwicklung sogar noch befördern, da die auf gelösten Stickstoff angewiesenen Grünalgen als Konkurrenten im Wachstum gehemmt werden.

Im Ergebnis dieser Betrachtung wäre eine weitere Verstärkung des Ansatzes c) der Biomanipulation durch fischereiliche Maßnahmen sinnlos. Im Gegenteil: unter Berücksichtigung der mit 200 – 500 kg/ha anzunehmenden potenziellen Fischbestandsbiomasse des nährstoffreichen und flachen Dümmers (vergl. z.B. Fischbestandsbiomassen in Flachseen in BARTHELMES 1981) könnte vorrangig bedingt durch die hohe zusätzliche Fischentnahme durch Kormorane bereits ein Zustand der „Übermanipulation“ vorliegen (siehe Abschnitt 5).

Im Umkehrschluss stellt sich die Frage, ob durch eine Entlastung bzw. Förderung der Fischartengemeinschaft und damit quasi durch Biomanipulation mit umgekehrtem Vorzeichen die Entwicklung von Grünalgen forciert und dafür im Gegenzug die Massenentwicklung von Blaualgen unterbunden werden könnte. Theoretisch und im Umkehrschluss aus vorgenannten Beobachtungen von Daphnia-induzierten Blaualgen-Massenentwicklungen in Karpfen- und Abwasserteichen wäre ein solcher Wirkungsweg vorstellbar und er wird auch öffentlich diskutiert (z.B. Pressemitteilung zum Dümmergespräch am 15.08.2012 in Diepholz). In der für diese Kurzstudie gesichteten Literatur (siehe Abschnitt 1) konnte jedoch kein Beispiel für die praktische Erprobung eines solchen Ansatzes und damit für dessen Erfolgsaussichten gefunden werden. Prinzipiell wäre dabei zu bedenken, dass ein Versuch zur gerichteten Verschiebung von Dominanzverhältnissen im Phytoplankton durch Änderung

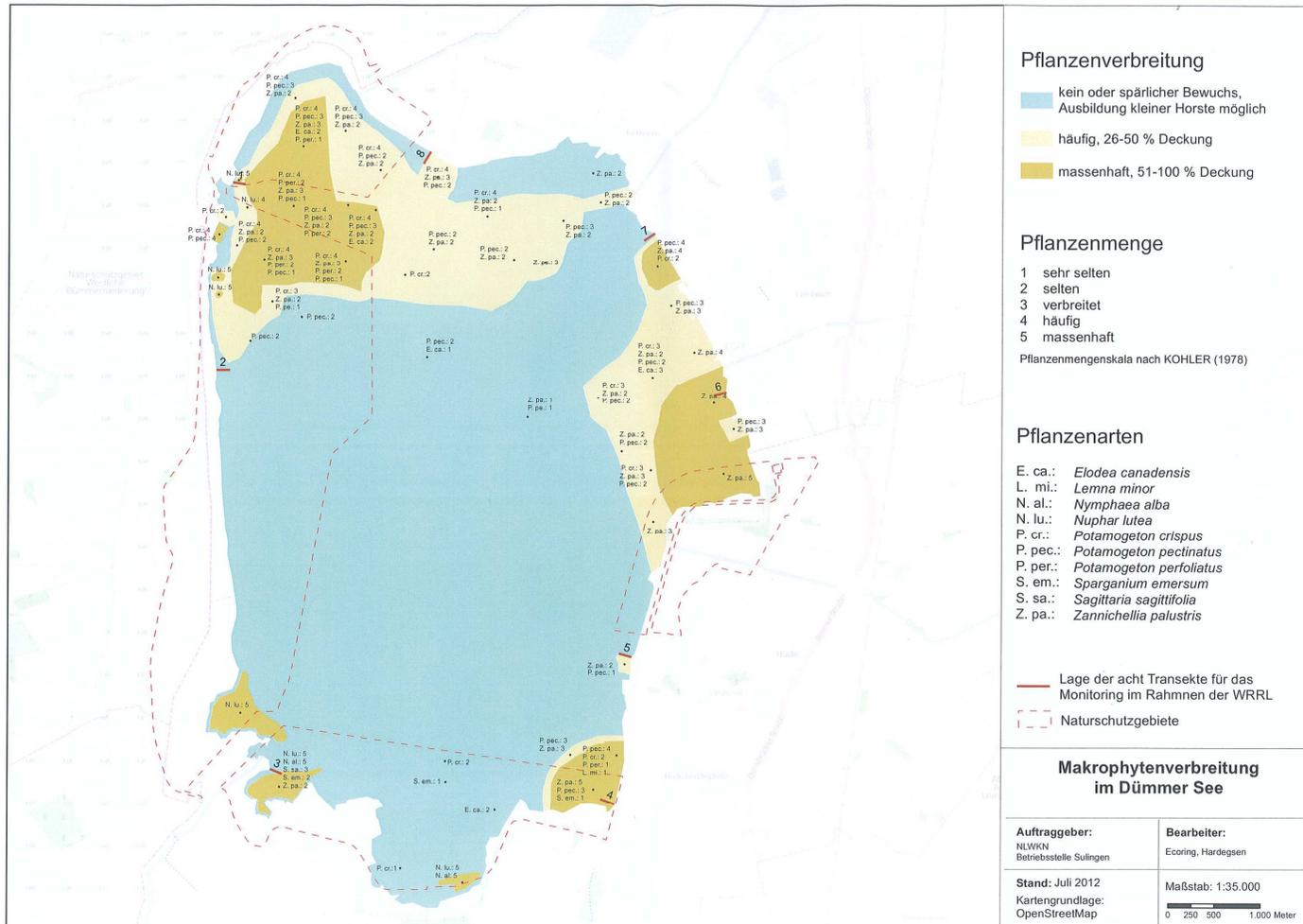
des Prädationsdrucks von Fischen auf das Zooplankton einer sehr langen Wirkungskette mit einer sehr hohen Vielfalt ökosysteminterner Vernetzungen gleichkommt. Es wäre sehr wahrscheinlich, dass interne Regulationsmechanismen bei solch einem Ansatz zum Tragen kämen und eine Steuerung erschwerten. Ohnehin wäre zu erwarten, dass chemisch-physikalische Faktoren im Allgemeinen und Nährstoffverhältnisse im Besonderen die entscheidende Wirkung auf die Phytoplanktonsuccession im Jahresgang und seine Biomassebildung haben. Daraus entsteht eine hohe Dämpfungswirkung gegenüber top-down-Einflüssen, die sich aufgrund des längeren Wirkungsweges von der Fischfauna über mehrere trophische Ebenen abschwächen bzw. zu unkalkulierbaren Nebenwirkungen führen. Selbst wenn die mit solch einem Ansatz erhoffte Wirkungskette funktionierte, wäre als bestmögliches Ergebnis eine starke Entwicklung von Phytoplanktonbiomasse mit allen negativen und unerwünschten Folgeerscheinungen zu erwarten, die in den 1980er Jahren zum Entwurf der ersten Sanierungskonzeption (RIPL 1983) führten. Auch wenn dabei Grünalgen dominierten (was möglich, aber keinesfalls vorzusetzen wäre), entspräche das in keiner Weise dem Ziel der Restaurierung des Dümmer. In der Literatur gibt es eine Vielzahl von Belegen, dass Blaualgen weitgehend unabhängig vom TP-Gehalt der Gewässer auftreten können und in ihrer Dominanz vorrangig über andere Faktoren wie Kohlenstoffangebot, Trübung, zeitliche Koinzidenz mit Daphnienmaxima und relativem Stickstoffmangel, nicht aber primär oder gar allein über den Fraßdruck des Zooplanktons gesteuert werden (z.B. PERETYATKO et al. 2012 und in Abschnitt 2.1 angeführte Literatur). Das verdeutlicht noch einmal die Komplexität der Wechselwirkungen in Nahrungsnetzen und die Unsicherheiten von Prognosen bei Versuchen der Steuerung über mehrere trophische Ebenen. Im Übrigen spricht auch der zeitliche Verlauf von Blaualgen- und Daphnia-Maxima eher gegen die Annahme, dass letztere im Fall des Dümmer für die starke Blaualgenentwicklung ursächlich verantwortlich sind. Gemäß den Untersuchungen von DENEKE (2012) ist bereits ab Mitte Mai eine hohe Biomasse großer Daphnia-Arten zu beobachten, die weitgehend ohne Unterbrechung bis in den Herbst anhält. Das Blaualgen-Maximum beginnt dagegen erst in der zweiten Hälfte des Monats Juni (Daten von D. Tornow, Dümmer-Museum, zitiert von M. Holy – mündl. Mittlg.). Die im Mai massenhaft auftretenden großen Daphnia-Arten dürften also ihre hohe Filtrierleistung nicht nur auf Grünalgen, sondern auch auf die sich anschließend aufbauende Blaualgenpopulation ausüben, die in der frühen Phase noch durch Einzelzellen und kleine Kolonien gekennzeichnet und für große Daphnien fressbar ist. Die bei GLIWICZ (1990) dargestellten Hemmungen der Daphnien durch Blaualgen-Toxine dürften in dieser Phase keine Rolle spielen. Und dennoch kommt es einige Wochen später zur Massenentwicklung von Blaualgen. Möglicherweise ist dafür eher eine Schwächung der Regulation des Zuwachses der Blaualgenpopulation durch die Filtrationsleistung der reichlich vorhandenen Daphnien aufgrund räumlicher Ungleichverteilungen verantwortlich, als eine indirekte Förderung von Blaualgen durch erhöhten Fraßdruck der Daphnien auf Grünalgen.

Im Ergebnis dieser Betrachtung ist es unserer Meinung nach eher unwahrscheinlich, dass in einer – wenn auch eher theoretischen Überlegungen entspringenden und bei den derzeitigen Rahmenbedingungen wie einem starken Kormoranvorkommen ohnehin nicht praktikablen - Erhöhung der Biomasse planktivorer Fische auf dem Wirkungsweg einer Biomanipulation mit umgekehrten Vorzeichen ein erfolgversprechender Ansatz zur Minderung von Blaualgenblüten und Fischsterben im Dümmer liegt. Zielführender erscheint es, fischereiwirtschaftliche Maßnahmen zur direkten Unterstützung wasserwirtschaftlicher Bemühungen zu favorisieren. Letztere zielen darauf ab, die

Nährstofffrachten zu senken und durch eine flächendeckende Entwicklung submerser Makrophyten das Auftreten von Klarwasserstadien zu verlängern und zu stabilisieren. In diesem Zusammenhang könnte die gezielte Entnahme „kormoransicherer“ großer Brassens auf mittelfristige Sicht hilfreich sein. Die in Tab 4.3.1 zusammengestellten Daten deuten an, dass im Dümmer ein Bestand von größeren Brassens existiert, der von den Kormoranen nicht dezimiert wurde und auch von Raubfischen wie Hecht und Zander nicht reguliert werden kann. Durch ihre das Sediment durchwühlende Nahrungssuche können diese Fische zur Rücklösung sedimentierter Nährstoffe und Trübung des Wassers beitragen (BREUKELAAR et al. 1994; LAMMENS 1999). Im Verbund mit mechanischen Auswirkungen der Wühltätigkeit wird damit die Ansiedlung submerser Makrophyten erschwert. Diese Effekte sind allerdings erst bei Überschreiten bestimmter Mindest-Bestandsbiomassen großer benthivorer Cypriniden relevant. In der Literatur werden im Zusammenhang mit der Reduktion größerer benthivorer Cypriniden im Rahmen von Biomanipulationsansätzen je nach Gewässertyp Zielwerte im Bereich bis 120 -145 kg/ha benannt (PORTIELJE & RIJSDIJK, 2003). Allerdings zeigten Untersuchungen von BREUKELAAR et al. (1994) artspezifische Unterschiede in den Auswirkungen benthivorer Fische auf das Sediment. Große Brassens wirbelten bei Bestandsdichten von 100 kg/ha deutlich mehr Sediment auf als Karpfen. Insgesamt ist demnach davon auszugehen, dass Bestandsbiomassen größerer Brassens im Dümmer bereits oberhalb etwa 20 - 50 kg/ha unerwünschte negative Effekte auf die Aufwuchsbedingungen von Makrophyten haben könnten und eine entsprechende Entnahme dieser Fische unterstützend im Sinne der Sanierungsziele wirksam wäre. Daher wird empfohlen, große Brassens im Dümmer gezielt zu befischen. Diese Maßnahme würde nicht im Widerspruch zu den vorab geäußerten Empfehlungen zur Entwicklung und Stabilisierung eines gewässertypischen Fischbestandes mit einer adäquaten Bestandsbiomasse stehen, sondern beträfe ausschließlich das anderweitig nicht steuerbare und bezüglich der Nahrungskette in einer Sackgasse befindliche Segment „raubfisch- und kormoranfester“ Brassens.

7. Anhang

Abb. 1: Aufkommen von Makrophyten im Dümmer im Jahr 2012 (übergeben von M. Kämmereit)



8. Literatur

- Amano, Y., Machida, M., Tatsumoto, H., George, D., Berk, S. & Taki, K. (2008) Prediction of *Microcystis* blooms based on TN:TP ratio and lake origin. *The Scientific World JOURNAL* 8: 558-572.
- ATTAYDE, J.L. & HANSSON, L.-A. (2001): The relative importance of fish predation and excretion effects on planktonic communities. *Limnology and Oceanography* 46: 1001-1012.
- ANONYM (1952): Gutachten über den Fischereiwert des Dümmer, 11 Seiten.
- BAKKER, E.S.; SARNEEL, J.M.; GULATI, R.D.; LIU, Z. & VAN DONK, E. (2012): Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia*: online first, DOI 10.1007/s10750-012-1142-9
- Barthelmes, D. (1962/63): Fischereibiologie großer Karpfenabwachsteiche in der Lausitz unter besonderer Berücksichtigung der Nährtierbestände und ihrer Ausnutzung durch Karpfen. *Z. Fischerei* 11: 321-451
- BARTHELMES, D. (1978): Raubfischwirtschaft - Fischertrag - Wasserqualität bei hoher Trophie. *Z. Binnenfisch.* DDR 25: 274-277.
- BARTHELMES, D. (1979): Zur Fischereibewirtschaftung ausgesteckter Seen. *Z. Binnenfisch.* DDR 26: 135-140.
- BARTHELMES, D. (1981): Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 252 Seiten
- BARTHELMES, D. (1987): Biomanipulation: Ziele, Ergebnisse und Möglichkeiten. *Z. Binnenfisch.* DDR 34: 362-367.
- BARTHELMES, D. (1988): Fish predation and resource reaction: Biomanipulation background data from fisheries research. *Limnologica* 19: 51-59.
- BARTHELMES, D. & KLEIBS, K. (1978): Wirkungen von Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) auf das Plankton in Flachgewässern nach Untersuchungen in Karpfenteichen. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 63: 411-419.
- BÄTKE, J. & CORING, E. (2004): Limnologische Untersuchungen im Dümmer. Situation im Oktober 2004. Eco-Ring, Hardegsen, Uslar. 35 Seiten
- BAUCH, G. (1963): Die Einheimischen Süßwasserfische. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin. 198 Seiten
- BECKER, A. (2007): Totholzeintrag zum Schutz von Fischen vor Kormoranen? Regierungspräsidium Karlsruhe, Angelverein Karlsruhe und Büro Hydra. 23 Seiten
- BENNDORF, J.; WISSEL, B.; SELL, A. F.; HORNIG, U.; RITTER, P. & BÖING, W. (2000): Food web manipulation by extreme enhancement of piscivory: An invertebrate predator compensates for the effects of planktivorous fish on a plankton community. *Limnologica* 30: 235-245.
- BLÜML, V.; KÖRNER, F.; MARXMEIER, U.; RICHTER, M. & SCHÖNHEIM, A. (2008): Entwicklung und aktuelle Situation der Verlandungsvegetation des Dümmer (Niedersachsen). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 33/34: 19-46.
- BREUKELAAR, A. W.; LAMMENS, E. H. R. R.; KLEIN BRETELER, J. P. G. & TATRAI, I. (1994): Effect of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on resuspension. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2144-2147.
- CRONBERG, G.; ANNADOTTER, H. & LAWTON, L. A. (1999): The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, southern Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation. *Hydrobiologia* 404: 123-129.

- DENEKE, R. (2012): Untersuchung des Zooplanktons Niedersächsischer Gewässer 2010. Zwischenbericht (1.Version), 12 Seiten
- DOKULIL, M. & TEUBNER, K. (2000): Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- DOWNING, J.A.; WATSON, S.B. & MCCAULEY (2001): Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.
- DWA REGELWERK. (2005): Merkblatt DWA-M 606: Maßnahmen der Seentherapie. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 104 Seiten
- EMMRICH, M. & DÜTTMANN, H. (2010): Untersuchungen zur Nahrungswahl des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) am Dümmer (Landkreis Diepholz, Niedersachsen) unter besonderer Berücksichtigung von Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Sander lucioperca*). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 36: 55-67.
- EMMRICH, M. & DÜTTMANN, H. (2011): Seasonal shifts in diet composition of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* foraging at a shallow eutrophic inland lake. *Ardea* 99: 207-216.
- FORSBERG, C. & RYDING, F. Y. (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 swedish waste receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89: 189-207.
- GLIWICZ, Z. M. (1990): Why do cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia*: 83-97.
- GONZALES SAGRARIO, M.; JEPPESEN, E.; GOMA, J.; SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; LAURIDSEN, T.T. & LANDKILDEHUS, F. (2005): Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50: 27-41.
- HORPPILA, J.; PELTONEN, H.; MALINEN, T.; LUOKKANEN, E.; & KAIRESAALO, T. (1998): Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology* 6: 20-28.
- HYENSTRAND, P., BLOMQVIST, P., & PETTERSSON, A. (1998): Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review. *Archiv für Hydrobiologie* 51: 41-62.
- JAMES, C.; FISHER, J.; RUSSELL, V.; COLLINGS, S. & MOSS, B. (2005): Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* 50: 1049-1063.
- JEPPESEN E., MEERHOFF, M.; JACOBSEN, B.A., HANSEN, R.S., SONDERGAARD, M., JENSEN, J.P., LAURIDSEN, T.L., MAZZEO, N. & BRANCO C.W.C. (2007) Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269-285.
- JEPPESEN, E.; JENSEN, J.P.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. & LANDKILDEHUS, F. (2000): Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a nutrient gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-219.
- KÄMMEREIT, M.; MATTHES, U.; WERNER, R. & BELTING, H. (2005): Zur Entwicklung der Fischbestände im Dümmer. In: W. Steffens & V. Hilge (Eds.): Rückgang von Fischbeständen und Fischerei durch Kormoranfraß. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes* 82:7-39.
- KRIENITZ, L.; KASPRZAK, P. & KOSCHEL, R. (1996): Long term study on the influence of eutrophication, restoration and biomanipulation on the structure and development of phytoplankton communities in Feldberger Haussee (Baltic Lake District, Germany). *Hydrobiologia* 330: 89-110.
- LAMMENS, E. H. R. R. (1999): The central role of fish in lake restoration and management. *Hydrobiologia* 395/396: 191-198.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER. (1998): Gewässerbewertung-stehende Gewässer. LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung-stehende Gewässer", Schwerin. 74 Seiten

- LAURIDSEN, T.L.; SANDSTEN, H. & MOLLER, P.H. (2003): The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp.: the impact of waterfowl grazing. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 177-188.
- LEVICH, A. P. (1996): The role of nitrogen-phosphorus ration in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 5: 55-61.
- LUDWIG, J. (1990): Zur Ökologie der Fischfauna des Dümmers. Ph.D.-thesis, Freie Universität Berlin, Berlin. 85 Seiten
- MEHNER, T.; ARLINGHAUS, R.; BERG, S.; DÖRNER, H.; JACOBSEN, L.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R.; SCHULZE, T.; SKOV, C.; WOLTER, C. & WYSUJACK, K. (2004): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step by step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* 11: 261-275.
- MOSS, B.; JEPPESEN, E.; SOENDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. & LIU, Z. (2012): Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*: 19 Seiten
- NLWKN. Leitfaden Maßnahmeplanung Oberflächengewässer, Teil B: Stillgewässer, Anhang II - Seeberichte. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 27 Seiten
- ORIHIEL, D. M.; BIRD, D. F.; BRYLINSKY, M.; CHEN, H.; DONALD, D. B.; HYANG, D. Y.; GIANI, A.; KINNIBURGH, D.; KLING, H.; KOTAK, B. G.; LEAVITT, P. R.; NIELSEN, C.; REEDYK, S.; ROONEY, R. C.; WATSON, S. B.; TZURAWELL, R. W. & VINEBROOKE, R. D. (2012): High microcystin concentrations occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1457-1462.
- PEARL, H.W. & PAUL, V.J. (2012): Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46: 1349-1363.
- PEARL, H.W.; FULTON, R.S.; MOISANER, P.H. & DYBLE, J. (2001) Harmful freshwater Algal Blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *TheScientificWorld* 1: 76-113.
- PERETYATKO, A.; TEISSIER, S.; DE BACKER, S. & TRIEST, L. (2012): Classification trees as a tool for predicting cyanobacterial blooms. *Hydrobiologia* 689: 131-146.
- PERROW, M.R.; MEIJER, M.-L.; DAWIDOWICZ, P. & COOPS, H. (1997): Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* 342/343: 355-365.
- PHILLIPS, G.; PIETILÄINEN, O.-P.; CARVALHO, L.; SOLIMINI, A.; SOLHEIM, L. & CARDOSO, C. (2008): Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology* 42: 213-226.
- POLTZ, J. (2011): Zur aktuellen Diskusoin über die Sanierung des Dümmers (Stand 02.11.2011). 10 Seiten.
- PORTIELJE, R. & RIJSDIJK, R.E. (2003): Stochastic modelling of nutrient loading and lake ecosystem response in relation to submerged macrophytes and benthivorous fish. *Freshwater Biology* 48: 741-755.
- RIPL, W. (1983): Limnologische Gutachten Dümmersanierung. TU Berlin, Berlin. 154 Seiten
- SCHINDLER, D.W. (2006): Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51(1,2): 356-363.
- SHAPIRO, J.; LAMARRA, V. & LYNCH, M. (1975): Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: P. L. A. F. BREZONIK, J.L. (Ed.), *Proc. Symp. on water quality management through biological control*, Seiten 85-96. U.S. EPA Rept. No. ENV-07-75-1.

- SHAPIRO, J.; FORSBERG, B.; LAMARRA, V.; LINDMARK, G.; LYNCH, M.; SMELTZER, E. & ZOTO, G. (1982): Experiments and experiences in biomanipulation. Interim report No. 19. Limnol. Res. Center, Univ. Minnesota, Minneapolis. 251 Seiten
- SKOV, C. & BERG, S. (1999): Utilization of natural and artificial habitats by YOY pike in a biomanipulated lake. *Hydrobiologia* 408/409: 115-122.
- UHLMANN, D. (1958): Die biologische Selbstreinigung in Abwasserteichen. *Verh. Internat. Verein. Limnologie* 12:617-623
- UHLMANN, D. (1971): Influence of dilution, sinking and grazing rate on phytoplankton populations of hyperfertilized ponds and microecosystems. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 19: 100-124
- UHLMANN, D. (1988): *Hydrobiologie*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 298 Seiten
- VAN DONK, E.; HESSE, D.O.; VERSCHOOR, A.M. & GULATI, R.D. (2008): Reoligotrophication by phosphorus reduction and effects on seston quality in lakes. *Limnologica* 38 (3-4): 189-202.
- WEIMANN, R. (1938): Planktonuntersuchungen im Niederschlesischen Karpfenzuchtgebiet. *Z. Fischerei* 36: 109-184
- WUNDER, W.; UTERMÖHL, H & OHLE, W. (1935): Untersuchungen über die Wirkung von Superphosphat bei der Düngung großer Karpfenteiche. *Z. Fischerei* 33: 555-613
- XIE, L.; XIE, P.; LI, S.; TANG, H. & LIU, H. (2003): The low TN:TP ratio, a cause or a result of Microcystis blooms? *Water Research* 37: 2073-2080
- ZIEGELMEIER, E. (1940): Die qualitative und quantitative Verteilung des Zooplanktons in einigen großen Fischteichen der Bartschniederung mit besonderer Berücksichtigung der Cladoceren und Copepoden. *Arch. f. Hydrobiol.* 36: 495-551